

HYDROGEOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN
IN KRISTALLINEN FESTGESTEINEN
IM BEREICH DER
PFUNDERER BERGE / PUSTERTAL
(SÜDTIROL/ITALIEN)

von
Reinhold Lippert
aus Pegnitz

Disbui. Erlangen
1986



HYDROGEOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN
IN KRISTALLINEN FESTGESTEINEN
IM BEREICH DER
PFUNDERER BERGE / PUSTERTAL
(SÜDTIROL/ITALIEN)

Den Naturwissenschaftlichen Fakultäten
der Friedrich-Alexander-Universität Erlangen - Nürnberg

zur

Erlangung des Doktorgrades

vorgelegt von

Reinhold Lippert

aus Pegnitz

Als Dissertation genehmigt von den Naturwissenschaftlichen
Fakultäten der Universität Erlangen-Nürnberg

Tag der mündlichen Prüfung: 19. 12. 1986

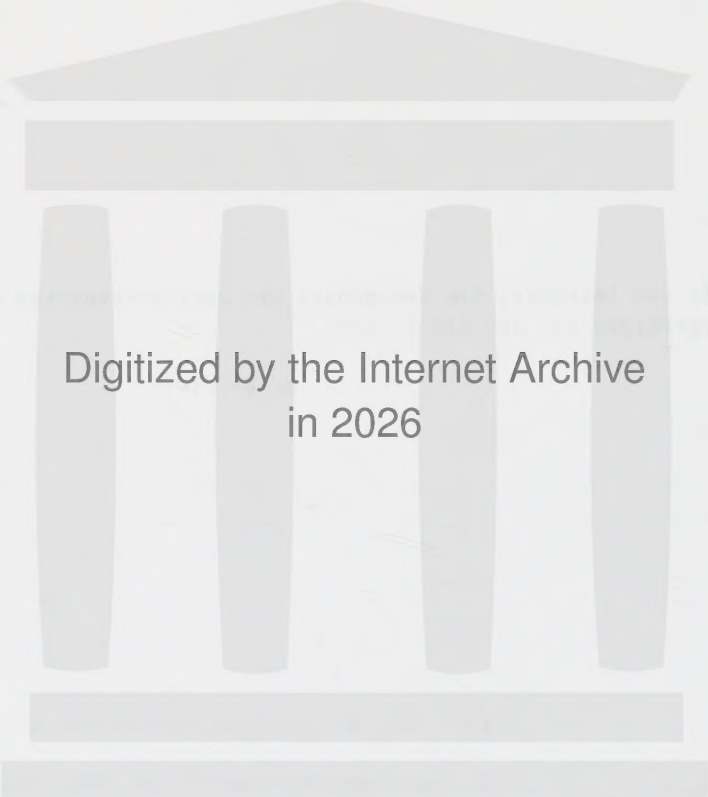
Vorsitzender der Promotionskommission: Prof. Dr. G. Nollau

Erstberichterstatter: Prof. Dr. G. Nollau

Zweitberichterstatter: Prof. Dr. K. Poll

Es ist leichter, die Bewegungen der Jupitertrabanten zu verfolgen als die des Wassers.

G. Galilei



Digitized by the Internet Archive
in 2026

Kurzfassung

In kristallinen Festgesteinen (Granit, Gneis, Quarzphyllit) S' des westlichen Tauernfensters wurden hydrogeologische und hydrologische Untersuchungen durchgeführt. Das Arbeitsgebiet umfaßt ca. 120 km² und liegt im Bereich der Pfunderer Berge zwischen Pfunderer und Tauferer Tal (Pustertal/Südtirol).

Die Hydrologie ist aufgrund der hochalpinen Lage der verschiedenen Einzugsgebiete sehr vielfältig, und die Verteilung von Niederschlag, Abfluß und Verdunstung ist unterschiedlich je nach Höhenlage, Exposition und Vegetation.

Anhand von Messungen (Kluftweite, -abstand, -richtung) und Laboruntersuchungen (Porosität) konnte die Gebirgsdurchlässigkeit für die verschiedenen Gesteinstypen bestimmt werden. Die Berechnungen brachten für Granit als relativ besten Wasserleiter eine Durchlässigkeit im Bereich von 10^{-5} m/s und für Gneise und Quarzphyllit ca. 10^{-6} m/s. Bei einem Markierungsversuch wurde eine Gebirgsdurchlässigkeit von $1,5 \times 10^{-3}$ m/s im oberflächennahen Auflockerungsbereich ermittelt.

Die chemischen Analysen, die an für das jeweilige Gestein typischen Quellen vorgenommen wurden, ergaben bei Gneisen sehr weiche Wässer mit geringem Lösungsinhalt. Grundwasser aus Granit und penninischen Gesteinen ist weich bis mittelhart. Eine Einteilung nach den Hauptionen ergibt Na-HCO₃- bzw. Ca-HCO₃-Wässer.

Erhöhte Schwermetallgehalte wurden v. a. in den Niederschlägen registriert, die Quellwässer unterschritten die für Trinkwasser festgesetzten Höchstgrenzen für Schadstoffe teilweise um den Faktor 10. Der Boden weist eine relativ gute Filterleistung auf.

Das Vorkommen und die Bindung von Schwermetallen im Niederschlag und im Boden wurde durch zusätzliche Untersuchungen näher erforscht. Es wurde je nach Element ein verschiedenes Verhalten festgestellt. Als geochemisch sehr beweglich erwiesen sich Ni, Zn und Cd, am stärksten gebunden wurden Pb und Cu. Eine Reihenfolge der abnehmenden Mobilität für die

untersuchten Schwermetalle im pH-Bereich von 5,5 - 6 lautet:

Ni > Zn > Cd > Co > Cr > Mn > Fe > Cu > Pb.

Die Umweltbelastung im Untersuchungsgebiet entspricht ungefähr der von Reinluftgebieten in Mitteleuropa; bei einer Zunahme der Schwermetallimmissionen muß jedoch aufgrund der geringen Überdeckung mit einer Beeinträchtigung des Grundwassers gerechnet werden.

Vorwort

Unser "Blauer Planet Erde" ist zwar fast zu 3/4 mit Wasser bedeckt, jedoch nur ca. 2,8 % der Wasservorräte ist Süßwasser. Davon sind wiederum 77 % in Eiskappen und Gletschern festgelegt, so daß für Trinkwasser nur ungefähr 0,3 % der gesamten irdischen Wasservorräte verfügbar sind. Der Schutz und die Erhaltung von Trinkwasser sind also dringende Probleme.

Aus diesen Überlegungen heraus entstand die erste Idee zu dieser Arbeit. Da die Hydrogeologie von kristallinen Festgesteinen ein etwas vernachlässigter Themenkreis ist, lag es nahe, das Arbeitsgebiet dementsprechend auszuwählen.

Auf Exkursionen in das Altkristallin Südtirols und in Gesprächen mit meinem verehrten Lehrer, Herrn Prof. Dr. G. Nollau, bildeten sich einige Schwerpunkte der Arbeit heraus. Ich danke ihm für die großzügig gewährten Freiheiten bei der Bearbeitung des Themas, für seine Anregungen und das stete Interesse am Fortgang der Arbeit.

Mein besonderer Dank gilt auch Herrn Prof. Dr. K. Poll (Münster), der mir die Benutzung verschiedener Geräte ermöglichte. Herrn Dipl. Geol. B. Reichel (Münster) danke ich für die sehr zahlreichen und immer fruchtbaren Gespräche und Diskussionen sowie für die Anregungen bei den Huminsäureuntersuchungen und bei der Spurenanalytik.

Bei den Laborarbeiten in Erlangen unterstützten mich in dankenswerter Weise Frau K. Sundergeld und Herr Dipl. Geol. G. Dafner.

Mein Dank gilt auch den Erlanger Kommilitonen aus dem Südtirol-Zimmer, besonders den Dipl. Geol. R. Kleinschrodt ('Kleini') und K.-H. Hofmann ('Bimpf') sowie allen anderen, die mich ideell oder finanziell unterstützt haben.

Die Textverarbeitung per Computer durch "die Landshuter" - Christa und Winni - war eine sehr große Hilfe bei der Fertigstellung der Arbeit.

Ganz besonders bedanken möchte ich mich auch bei der gesamten Familie Mair in Terenten (Südtirol), die mich während der verschiedenen Geländeaufenthalte stets herzlich aufnahm und mit Speis und Trank aufs beste versorgte.

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Kurzfassung	5
Vorwort.....	7
Inhaltsverzeichnis.....	8
1. Einführung.....	10
1.1. Problemstellung.....	10
1.2. Allgemeines.....	11
1.3. Morphologie.....	14
1.4. Vegetation.....	17
1.5. Geologie und Petrographie.....	17
2. Gebirgsdurchlässigkeit.....	21
2.1. Gesteinsdurchlässigkeit.....	21
2.2. Kluftgefüge und -systeme.....	24
2.3. Berechnung der Durchlässigkeit.....	29
2.4. Markierungsversuche.....	33
3. Hydrologie.....	36
3.1. Gewässer (Oberflächenwässer und Quellen).....	36
3.2. Niederschlag.....	37
3.3. Abfluß.....	42
3.4. Verdunstung.....	44
4. Physikalische und chemische Untersuchungen.....	45
4.1. Allgemeines.....	45
4.2. Analysenmethoden.....	46
4.3. Temperatur.....	48
4.4. Leitfähigkeit.....	50
4.5. pH-Wert.....	53
4.6. Härte.....	54
4.7. Radioaktivität.....	55
4.8. Sauerstoff- und CO ₂ -Gehalt.....	56
4.9. Kieselensäure.....	56
4.10. Kaliumpermanganat-Verbrauch.....	56

5. Inhaltsstoffe des Wassers.....	57
5.1. Hauptelemente.....	57
5.1.1. Natrium, Kalium.....	57
5.1.2. Calcium, Magnesium.....	59
5.1.3. Chlorid.....	60
5.1.4. Sulfat.....	61
5.1.5. Hydrogenkarbonat.....	63
5.1.6. Nitrat.....	64
5.2. Neben- und Spurenelemente.....	65
5.2.1. Nitrit, Ammonium.....	65
5.2.2. Phosphat, Fluorid.....	65
5.2.3. Barium, Strontium.....	66
5.2.4. Aluminium.....	67
5.2.5. Eisen.....	68
5.2.6. Mangan.....	70
5.2.7. Zink.....	71
5.2.8. Kupfer.....	72
5.2.9. Blei.....	74
5.2.10. Nickel.....	75
5.2.11. Kobalt.....	77
5.2.12. Chrom.....	78
5.2.13. Cadmium.....	79
6. Huminsäuren (HS) im Quellwasser.....	80
7. Schwermetalle im Niederschlag.....	85
8. Vorkommen und Bindung von Schwermetallen im Boden...	91
8.1. Bodenbildung und -eigenschaften.....	91
8.2. Bindungsmöglichkeiten von Schwermetallen im Boden	93
8.3. Schwermetalluntersuchungen in Bodenproben.....	94
9. Zusammenfassung der chemischen Analysen.....	97
Literaturverzeichnis.....	105
Anhang A - N.....	114
Lebenslauf.....	138

1. Einführung

1.1. Problemstellung

"Trinkwasser ist das wichtigste Lebensmittel. Es kann durch nichts ersetzt werden. Daher gebührt dem Schutz des Trinkwassers nach Güte und Menge gegenüber anderen konkurrierenden Interessen der Vorrang. Grund-, Quell- und Oberflächenwasser, das der Trinkwasserversorgung dient, muß daher zum Wohle der Allgemeinheit in bestmöglicher Weise vor Verunreinigung und vor Beeinträchtigung der Ergiebigkeit geschützt werden.

Güteanforderungen an das Trinkwasser haben sich im allgemeinen an den Eigenschaften eines aus geringer Tiefe und ausreichend filtrierenden Schichten gewonnenen Grundwassers von einwandfreier Beschaffenheit zu orientieren, das dem natürlichen Wasserkreislauf entnommen ist und in keiner Weise beeinträchtigt wurde" (DIN 2000).

Diesen Anforderungen der DIN 2000 gerecht zu werden, wird in zunehmendem Maße schwieriger. Gründe dafür sind der höhere Wasserverbrauch und die wachsende Umweltverschmutzung und damit auch eine steigende Verunreinigung des Grundwassers.

Die Alpen stellen für die Trinkwasserversorgung von Teilen der angrenzenden Staaten ein wichtiges Reservoir dar; Gebiete innerhalb des Alpenraumes sind ausschließlich auf das Grundwasser in Locker- und Festgesteinen angewiesen. Deshalb ist es nötig, die Belastung der Umwelt in diesem Raum so gering wie möglich zu halten.

In dieser Arbeit sollte deshalb durch chemische Analysen der Gewässerzustand in einem kleinen Ausschnitt in dieser sog. Reinluftzone der Zentralalpen überprüft werden, um Aussagen über eine eventuelle Beeinträchtigung oder Gefährdung des Trinkwassers durch die Luftverschmutzung der Industriestaaten machen zu können.

Zusätzlich sollten die hydrogeologischen Eigenschaften der in diesem Gebiet anstehenden Gesteine (Granit, Gneise, Schiefer) untersucht werden.

1.2. Allgemeines

Bereits Ende des 17. Jahrhunderts und zu Beginn des 18. Jahrhunderts erschienen erste hydrologische Berichte aus dem Südtiroler Raum, so z. B. TILEMANS (1681) und ABMAYR (1721, 1734). Wie die meisten dieser älteren Veröffentlichungen behandelten sie Bäder und Heilquellen.

Eine Vielzahl von Arbeiten wurde an der Wende 19./20. Jahrhundert veröffentlicht. Themenschwerpunkte waren Bäder/Heilquellen/Thermen, Seen und Hochwasserkatastrophen. Einige Beispiele sind BLAAS (1896), GOLDWURM (1885), GUEMBEL (1893), MAYRHOFER (1924), MORANDINI (1932) und TRENER & MORANDINI (1936).

In neuerer Zeit befaßten sich die verschiedenen Autoren mehr mit angewandter Hydrogeologie und zwar mit der Nutzung der Mineralquellen und mit Energiegewinnung durch Flüsse sowie mit der Wildbachverbauung (CICCOTTI 1957; PERNA & PERNA 1974; REINDL 1931).

Ein stets aktuelles Thema war und ist die Trinkwasserversorgung; die Mehrzahl der hydrogeologischen Arbeiten behandelte daher das Wasser in Lockergesteinen, da dort bessere Speichermöglichkeiten für Grundwasser existieren und deshalb auch größere Ergiebigkeiten zu erwarten sind. Zur Versorgung von Einzelhöfen können jedoch auch Quellen mit geringer Schüttung, wie sie in Festgesteinen häufig anzutreffen sind, ausreichen. Deshalb wurde für die vorliegenden hydrogeologischen Untersuchungen ein Gebiet im Altkristallin mit Gneisen und Graniten im Untergrund gewählt, um neue Erkenntnisse über das Grundwasser in kristallinen Festgesteinen und speziell hier im hochalpinen Raum zu gewinnen.

Als Arbeitsgebiet wurde ein Teil des unteren Pustertales ausgesucht. Es ist fast ausschließlich nach S exponiert und wird an drei Seiten von Flüssen begrenzt. Im W ist das der Pfunderer Bach, im S die Rienz als Hauptvorfluter und im E die Ahrn; die N-Grenze bildet der Kammverlauf der Pfunderer Berge von Uttenheim (Ahrntal) bis Pfunders (Abb. 1). Die Größe des Gebietes beträgt ca. 120 km²; der tiefste und der höchste Punkt befinden sich im westlichen Teil, es sind Vintl (755 m) und der Graunock (2827 m).



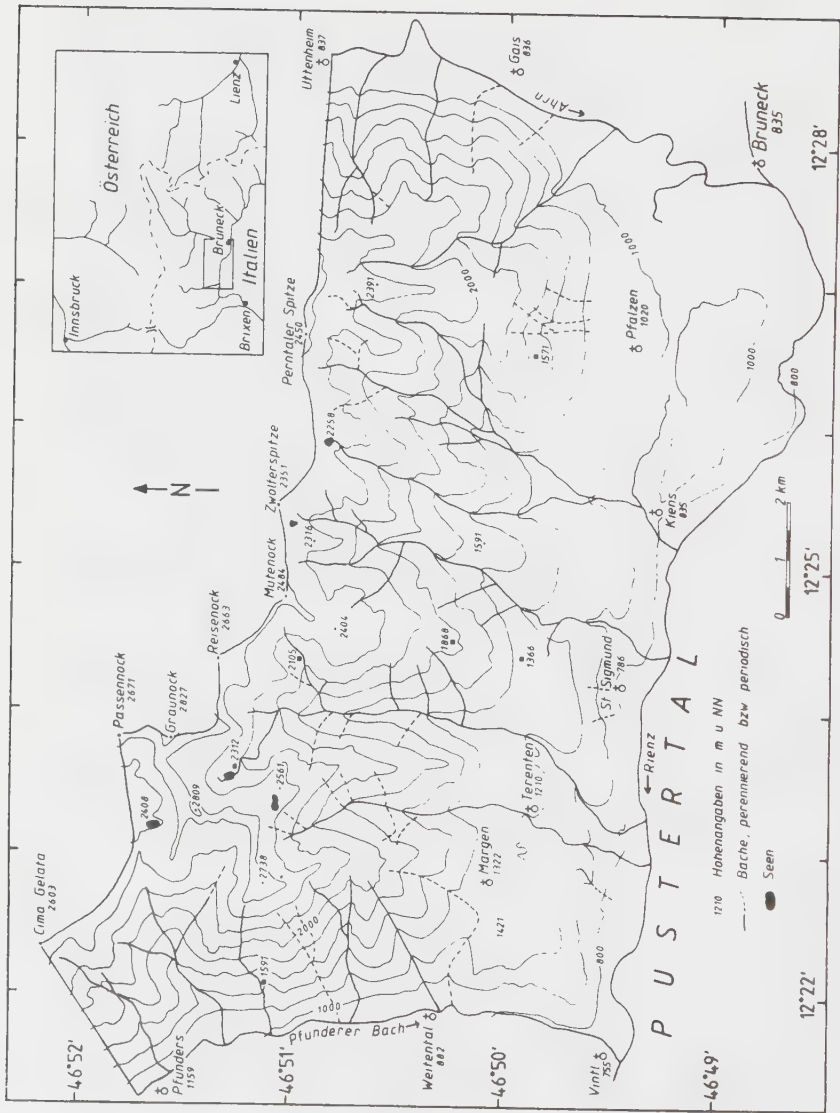


Abb. 1: Topographische Karte des Arbeitsgebietes

Geologisch ist das Gebiet durch verschiedene Arbeiten bereits eingehend erforscht; eine Übersicht gibt HOFMANN et al. (1983).

Bedingt durch das stark gegliederte Relief läßt sich das Arbeitsgebiet gut in einzelne Einzugsgebiete aufteilen, die hydrologisch klar gegeneinander abgrenzbar sind (Abb. 2).

Von W nach E sind dies:

- I Teileinzugsgebiet Pfunderer Bach (23,1 km²)
- II Einzugsgebiet Terner Bach (9,7/Flußdichte 1,54)
- III Einzugsgebiet Winnebach (17,0/1,65)
- IV Einzugsgebiet Grubbach (12,0/1,54)
- V Einzugsgebiet Grünbach (23,3/2,09)
- VI + VII Teileinzugsgebiet Ahrn (12,0)
- VIII a-e Teileinzugsgebiet Rienz (27,5)

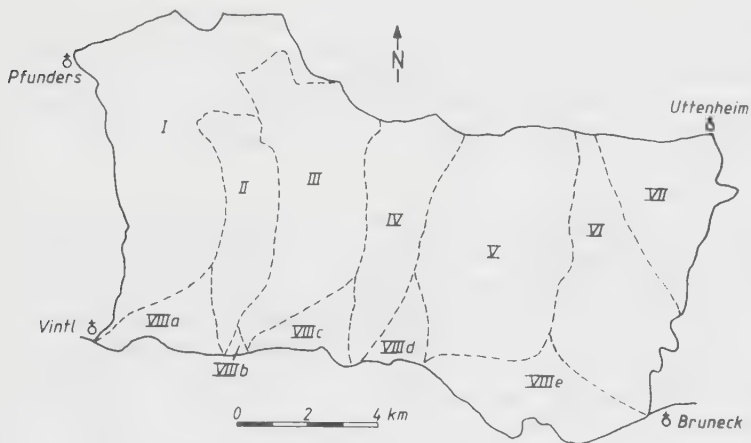


Abb. 2: Grenzen der Einzugsgebiete I - VIII

Die Flußdichte (= Gesamtflußlänge/Fläche des Einzugsgebietes) als ungefähres Maß für die Gesteinsdurchlässigkeit schwankt für die Einzugsgebiete II - V zwischen 1,54 und 2,09. Ein Vergleich mit Werten aus der Literatur für andere Gesteine zeigt, daß der Untergrund relativ stark wasserundurchlässig ist: Malm 0,03; Hauptmuschelkalk 0,15; Buntsandstein 0,35; Basalt 0,55; Tonschiefer 0,85; Kulmgrauwacke 1,3 (aus HÖLTING 1980 und WUNDT 1953).

1.3. Morphologie

Nach DRACOS (1980) sind Größe, Neigung, Exposition, Höhenlage und Form charakteristische Merkmale für ein Einzugsgebiet. Natürliche Einzugsgebiete besitzen normalerweise eine Birnenform mit dem schmaleren Teil gegen das Tor hin. Diese Erscheinung ist vor allem bei den Gebieten II, III und IV sehr gut entwickelt. Da diese auch sonst recht typisch für das gesamte Areal sind, sollen deshalb am Beispiel des Winnebachtales (III) die Morphologie und die Merkmale der Landschaft erläutert werden.

Die heute vorliegenden morphologischen Formen sind das Ergebnis zweier erosiver Vorgänge, der Wassererosion und der glazialen Erosion. Dabei hat die Abtragung durch das Eis während der verschiedenen Stadien der Eiszeit nur sekundären Charakter (OBERHOFER-LECHNER 1976). Ausschlaggebend für die Entwicklung der Landschaft war das Prinzip der stockwerkweisen, altersbedingten Formenentwicklung von höheren (= älteren) zu tieferen (= jüngeren) Flächen. Dies führte zur Ausbildung von "Oberflächen-Systemen", die in Anlehnung an v. KLEBELSBERG (1935) als "Gipfelflur", "Almgelände" und "Talsysteme" bezeichnet werden (HJO. 3).

Bei den Gipfelfluren als ältesten Systemen schwankt die Höhe innerhalb einer Berggruppe nur 100 - 200 m um ein mittleres Niveau; im Arbeitsgebiet ist dies 2600 - 2800 m im W-Teil, im E ist die Gipfelflur nur noch fragmentarisch erhalten.

An den Steilabfall von den Gipfeln und Graten schließt sich das weitläufige, flachwellige Almgelände mit Höhen von 2500 - 1900 m an. Besonders typisch entwickelt ist es im Tal-schluß des Winnebachs (Tiefrasten-Kar, Hof-Alm) und des Grubbaches (Pichlerberg-Alm, Kaltwassertal-Alm). Dieses Altflächensystem weist alle typischen Phänomene der Vergletscherung auf (Moränenwälle, Karseen, Rundbuckel, Gletscherschliffe).

Im Anschluß an das Almgelände folgt eine steilere Stufe, die meist bewaldet ist und bis zur Hochterrasse auf ca. 1300 m reicht. Auf dieser Mittelgebirgs-Hauptterrasse, die von E nach W leicht ansteigt, verläuft die Grenze zwischen Südalpin und Ostalpin, markiert durch die Puster-Linie als Teil der Periadriatischen Naht.

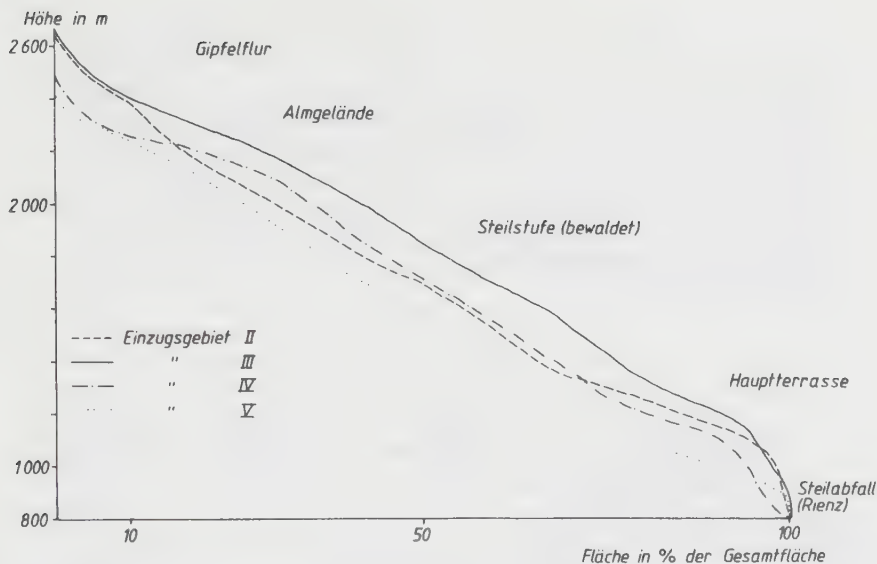


Abb. 3: Hypsometrische Kurven der Einzugsgebiete II - V

An die Terrasse schließt sich ein letzter Steilabfall in das Tal der Rienz an; diese tiefste Stufe wird durch den Brixener Granit gebildet. Im E des Arbeitsgebietes, ungefähr ab Kiens, ist der Übergang etwas weicher, bedingt durch das Auskeilen des Granits und das Auftreten des Brixener Quarzphyllits.

Diese letzten drei Systeme - bewaldete Steilstufe, Hochterrasse und Steilabfall - bilden zusammen das bereits erwähnte Talsystem.

Die Ursache dieser wechselnden Folge von Stufen und Terrassen ist nach v. KLEBELSBERG die ruckartige Heraushebung des Alpenkörpers nach der Faltungsphase, was ein alternierendes Einschneiden bzw. Akkumulieren bedingte.

Zwischen den einzelnen Einzugsgebieten lassen sich die verschiedenen Höhenstufen meist sehr gut korrelieren. Die flächenmäßige Verteilung der Gebiete mit verschiedener Hangneigung für die Einzugsgebiete II - V ist aus Abb. 4 er-

sichtlich. Dabei entspricht die waagrechte Schraffur dem Almgelände bzw. der Hauptterrasse. Diese beiden Verebnungszonen sind hydrogeologisch von Bedeutung. Die obere, das Almgelände, verzögert den Abfluß und mindert damit etwas die Gefahr von Hochwasserspitzen bei Gewittern oder Dauerregen, die sich trotzdem noch katastrophal auswirken können. Die größtenteils mit Moränenschutt bedeckte Hauptterrasse ist zwar nur ein kleiner Grundwasserspeicher, stellt aber den Grundstock für die Wasserversorgung von Höfen und kleineren Ortschaften dar.

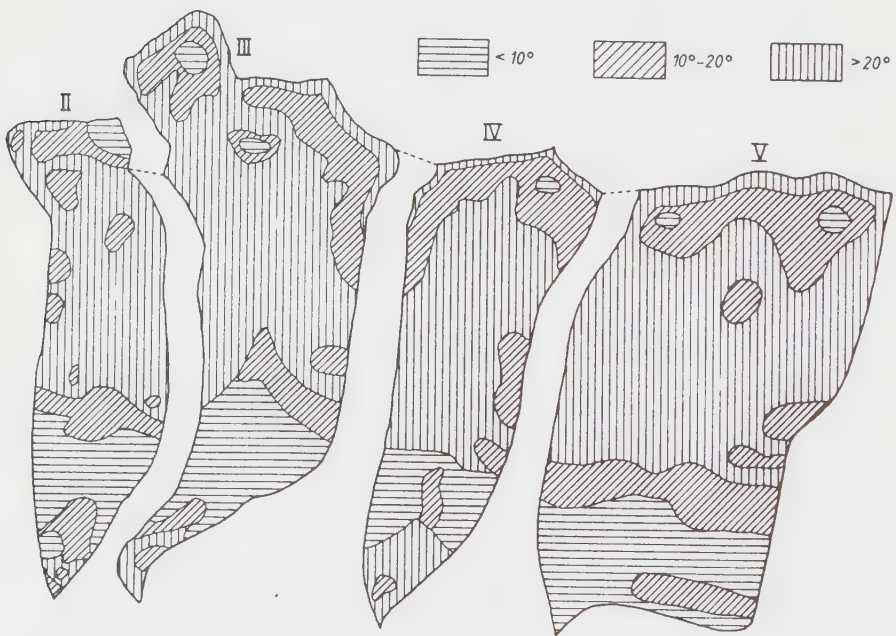


Abb. 4: Verteilung der Hangneigung der Einzugsgebiete II - V

Eine Ausnahme in der Morphologie bilden die Einzugsgebiete I und VII, die jeweils mit annähernd gleichbleibender Neigung ohne eingeschaltete Verebnungsflächen zum Pfunderer Bach bzw. zur Ahrn hin abfallen.

1.4. Vegetation

Entsprechend der Höhenlage und der Morphologie ändert sich auch die Vegetation. In den tieferen Lagen bis 1200 m ist der Bergmischwald sehr verbreitet mit Kiefern, Lärchen, Fichten, Eichen und Birken. Die Hauptterrasse wird meist landwirtschaftlich genutzt; es sind überwiegend Viehweiden vorhanden, Felder werden nur in sehr geringem Maße angelegt. Mit zunehmender Höhe nimmt in den bergwärts gelegenen Wäldern der Laubwaldanteil ab, der Wald besteht hier größtenteils aus Fichten und Lärchen. Ab ca. 1600 m werden auch die Fichten seltener, die Lärchenbestände reichen noch bis zur Waldgrenze bei 2000 m; vereinzelt kommen hier auch Zirben (Arven) vor. Im Anschluß an die Waldgrenze breitet sich eine Strauchvegetation aus mit Alpenrose, Preisel-, Heidel-, und Moosbeere sowie Heidekraut. Diese Sträucher werden ab ca. 2100 m von Grasfluren abgelöst, die den Übergang zu den kahlen Felsen bilden.

1.5. Geologie und Petrographie

Das Arbeitsgebiet hat Anteil an drei großen Baueinheiten der Alpen:

- Südalpin (Brixener Granit und Quarzphyllit)
- Ostalpin (Altkristallin)
- Pennin (Obere Schieferhülle).

Eine ausführliche Darstellung der Geologie und Petrographie des Untersuchungsgebietes findet man bei STÖCKHERT (1982) und HOFMANN et al. (1983). Im folgenden sollen nur kurz die auftretenden Gesteine beschrieben werden.

Den größten Teil des Gebietes nimmt das Altkristallin ein. Es ist hier, eingeklemmt zwischen Tauernfenster und Puster-Linie, nur noch ca. 2 km breit und wird durch zwei E-W-streichende tektonische Linien in drei Blöcke unterteilt (Abb. 5). Die südliche der beiden Linien, die Kalkstein-Vallarga-Linie (= KV), wird durch Kataklastite markiert und trennt den Süd-Block vom Mittel-Block.

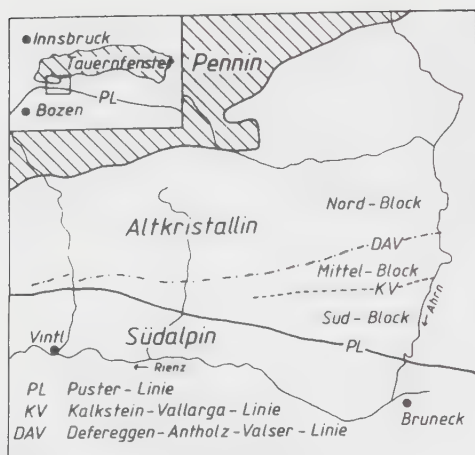


Abb. 5: Geologische Großeinheiten im Untersuchungsgebiet

Die bedeutendere Defereggan-Antholz-Valser-Linie (= DAV) liegt weiter nördlich und bildet mit einer breiten Mylonitzone die Grenze zwischen Mittel- und Nord-Block. Süd- und Mittel-Block unterscheiden sich weder im Stoffbestand noch in der voralpinen Entwicklungsgeschichte; verschieden ist lediglich das Ausmaß der alpinen Kaltdeformation und Diaphthorese. Der Nord-Block dagegen weist einen andersartigen Stoffbestand und eine viel intensivere alpine Metamorphose und Deformation auf.

Das Altkristallin im Süd- und Mittel-Block besteht hauptsächlich aus eintönigen Paragneisserien und Glimmerschiefern sowie granitischen Orthogneisen. Die Paragneise des Nord-Blockes sind in mineralogischer Zusammensetzung und im Gefüge variabler. In die paragenen Serien sind noch Amphibolite, Quarzite, Marmore, Kalksilikatgneise, Graphitschiefer und Pegmatite eingeschaltet. Daneben treten im Nord-Block noch geringmächtige Ganggesteine und Intrusivstöcke mit granodioritischer Zusammensetzung auf (Kammerschienen-, Altenberg-, Winnebach-Granit). Am Nordrand des Arbeitsgebietes, an der Grenze zum Pennin, erscheint noch ein westlicher Ausläufer des granitischen Augengneises vom Typ Sand in Taufers (Abb. 6).

Der Brixener Granit, durch die Puster-Linie vom Altkristallin getrennt, bildet den Steilabfall zur Rienz-Talsole. Er gehört zum Südalpin und ist ein permischer Granit bis Grandidiorit mit einem Alter von 282 ± 14 Mio. Jahren (DEL MORO et al. 1982). Er reicht von Kiens nach W bis ins Pensertal; im Arbeitsgebiet ist er nur einige 100 m breit und keilt nach E hin aus. Am N-Rand des Plutons ist stellenweise eine Tonalitgneis-Zone ("Randtonalit") aufgeschlossen. Sie wird als eigenständige, alpidische Intrusion mit einem Alter von 42 Mio. Jahren (BORSI et al. 1973) gedeutet. Im SE des Arbeitsgebietes tritt noch der Brixener Quarzphyllit, der ebenfalls zum Südalpin gehört, auf. Er ist v. a. an der Pustertaler Straße gut aufgeschlossen.

Ein kleiner Teil des Untersuchungsgebietes im NW wird von penninischen Gesteinen der Oberen Schieferhülle eingenommen. Es sind Kalkglimmerschiefer, Kalkphyllite und quarzitisches Glimmerschiefer und Phyllite. Da keine tektonische Diskordanz zwischen Altkristallin und Pennin auftritt, ist die Grenze oftmals nur schwer zu ziehen. Eine Hilfe sind hierbei die weichen Geländeformen, die typisch für das Pennin sind. Ein markantes Beispiel ist das Passenjoch E' von Pfunders, durch das die Grenze Altkristallin/Pennin verläuft.

Einen Überblick über die chemische Zusammensetzung von verschiedenen, im Arbeitsgebiet auftretenden Gesteinstypen gibt eine Tabelle in Anhang A.

Die quartären Ablagerungen bestehen überwiegend aus z. T. über 100 m mächtigen Gletscher- und Flußablagerungen (HANTKE 1983). Sie beschränken sich jedoch nicht nur auf die hydrogeologisch bedeutsamen Talfüllungen, die die heutigen ebenen Talböden in den größeren Tälern bilden (Pfunderer Tal, Ahrntal, Pustertal), sondern bedecken auch als Moränenablagerungen die Hänge bis auf eine Höhe von ca. 2000 m. Belegt wird dies durch zahlreiche erratische Blöcke auf und über der Hochterrasse von Terenten - Pfälzen und durch die Bildung von zahlreichen Erdpyramiden N' von Terenten im Taleinschnitt des Terner Baches.

Eine Übersicht über die Anlage des Störungsmusters der jungen Bruchtektonik zeigt Abb. 7.

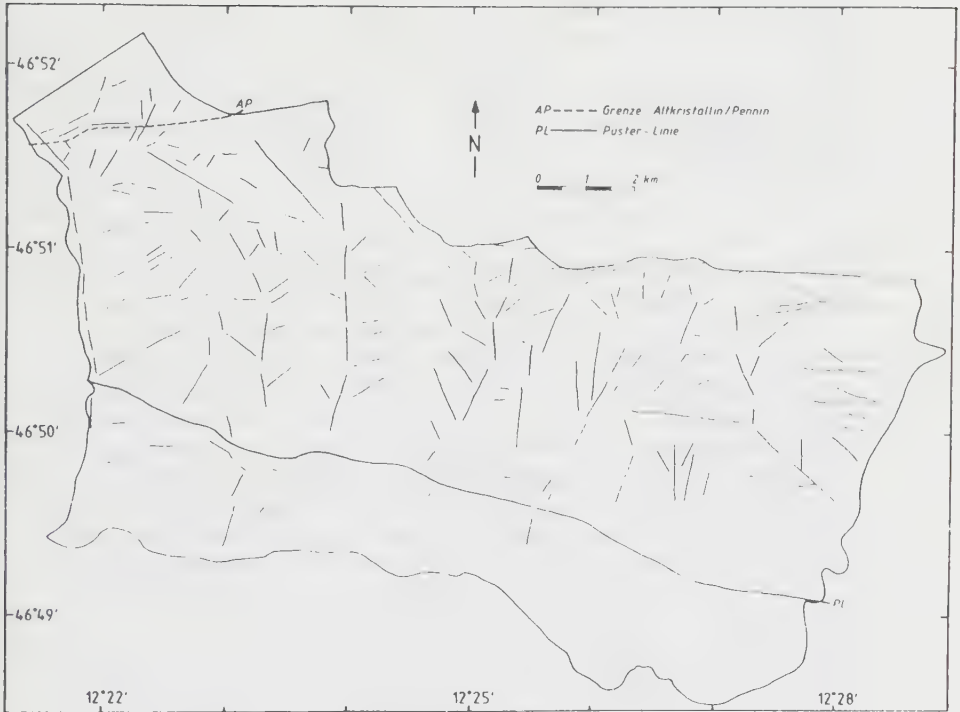


Abb. 7: Störungsmuster der jungen Bruchtektonik

2. Gebirgsdurchlässigkeit

2.1. Gesteinsdurchlässigkeit

Die Gebirgsdurchlässigkeit von Festgesteinen setzt sich zusammen aus der Kluft- und der Gesteinsdurchlässigkeit. Sie ist im Gegensatz zu den Lockergesteinen sehr gering (Tab. 1), gänzlich undurchlässige Festgesteine gibt es jedoch nicht. Die Permeabilität der Gesteine wird bestimmt durch den natürlichen Porenraum und die tektonischen Elemente wie Schieferung und Klüftung.

Tab. 1: Durchlässigkeitswerte verschiedener Locker- und Festgesteine in cm/s (aus KARRENBURG 1981)

Kies	1	-	10^2
Sand	10^{-3}	-	1
toniger Feinsand	10^{-6}	-	10^{-3}
mittlerer Buntsandstein	10^{-6}	-	10^{-3}
Erzgebirgsgranit	10^{-6}	-	10^{-4}
krist. Grundgebirge	10^{-7}	-	10^{-5}

Da jedoch in den Metamorphiten die nutzbare Porosität nur einen sehr geringen Stellenwert besitzt, ist die Gebirgsdurchlässigkeit praktisch nur vom Kluftvolumen des jeweiligen Gesteins abhängig. Der Anteil der Gesteins- an der Gebirgsdurchlässigkeit liegt meist weit unter 10 % und ist daher vernachlässigbar klein. Ein weiterer Nachteil der Festgesteine ist die räumliche Inhomogenität und Anisotropie, die bis in kleinste Gesteinsbereiche geht und Aussagen über K_f -Wert und Durchlässigkeitsziffer sehr erschwert. Die Nutzporosität von Festgesteinen beträgt für Metamorphite 2 - 3 % (KARRENBURG 1981); nach DIN 52100 ist sie 0,2 - 1,8 % für Granit und 0,3 - 1,8 % für Gneis. Bei einer Einteilung nach dem Porositätsgrad liegen die Granite und Gneise in den Bereichen sehr kompakt (< 1 %) bzw. gering porig (1 - 2,5 %; MOOS & QUERVAIN 1948).

An Gesteinsproben aus dem Untersuchungsgebiet, die repräsentativ für die größeren lithologischen Einheiten (Paragneis, Orthogneis, Granit, Quarzphyllit) sind, wurden die hydrometrischen und hydrogeologischen Eigenschaften näher untersucht. Die Bestimmung der einzelnen Parameter wurde nach den Vorschriften durchgeführt, die in PESCHEL (1977) angegeben sind. Die Gesteinsproben für diese Untersuchungen wurden an Stellen genommen, an denen auch noch weitere hydrogeologische Messungen (Kluftabstand, -weite, -richtung) durchgeführt wurden (Lage s. Abb. 18).

Der Granit besitzt aufgrund seiner Grobkörnigkeit das größte nutzbare Porenvolumen, während die Gneise und v. a. die penninischen Schiefer und Phyllite wesentlich geringere Werte aufweisen (Tab. 2).

Tab. 2: Hydrogeologische Gesteinsparameter

	Granit	Quarz- phyllit	Ortho- gneis	Para- gneis
Korndichte (g/cm^3)	2.66	2.68	2.49	2.87
Raumdicke (g/cm^3)	2.46	2.50	2.31	2.66
Gesamtporosität (Vol-%)	7.65	6.97	6.92	7.02
Nutzporosität (Vol-%)	5.65	1.66	2.27	3.33
Porenziffer	0.083	0.075	0.074	0.075
Dichtigkeitsgrad	0.92	0.93	0.93	0.93
Wasseraufnahme (Masse-%)	2.30	0.66	0.98	1.25
Feuchtigkeitsgehalt (Masse-%)	0.49	0.13	0.15	0.46

Das unterschiedlich hohe Porenvolumen und die dadurch bedingte mehr oder weniger gute Wasseraufnahme und -leitfähigkeit machen sich bereits im Gelände bemerkbar. Gegenüber den umgebenden Gneis- und Phyllitarealen herrscht im Gebiet des Brixener Granits eine auffallende Trockenheit. Auf der gesamten Fläche, die der Granitpluton im Arbeitsgebiet einnimmt, treten insgesamt nur drei Quellen zutage; davon sind zwei kleine Tropfquellen und nur eine Quelle (BG 1; Lage s. Abb. 18) läuft kontinuierlich das ganze Jahr hindurch.

Die Werte in der Literatur für die hydrogeologischen Gesteinseigenschaften sind sehr unterschiedlich, jedoch ist überall die Tendenz zu erkennen, Granite mit als die relativ besten Wasserleiter unter den magmatischen und metamorphen Festgesteinen anzusehen. Dies bestätigt ein Trocknungsdiagramm, das für vier Gesteinstypen angefertigt wurde (Abb. 8).

Nach einer Wasserlagerung von 72 h wurden die Proben bei 105°C getrocknet und dabei das Gewicht ständig kontrolliert. Die Zeit von 72 h wurde deshalb gewählt, um den Fehler bei der Wasseraufnahme möglichst klein zu halten (WAGENBRETH & LANGE 1973). Der Brixener Granit erreicht als erster relativ schnell und gleichmäßig nach 35 h einen stabilen Gewichtszustand, während die übrigen Gesteine 43 - 52 h benötigen. Aus Abb. 8 erkennt man auch, daß der Granit die größte Wasseraufnahmefähigkeit besitzt, da er die höchste prozentuale Gewichtsänderung aufweist.

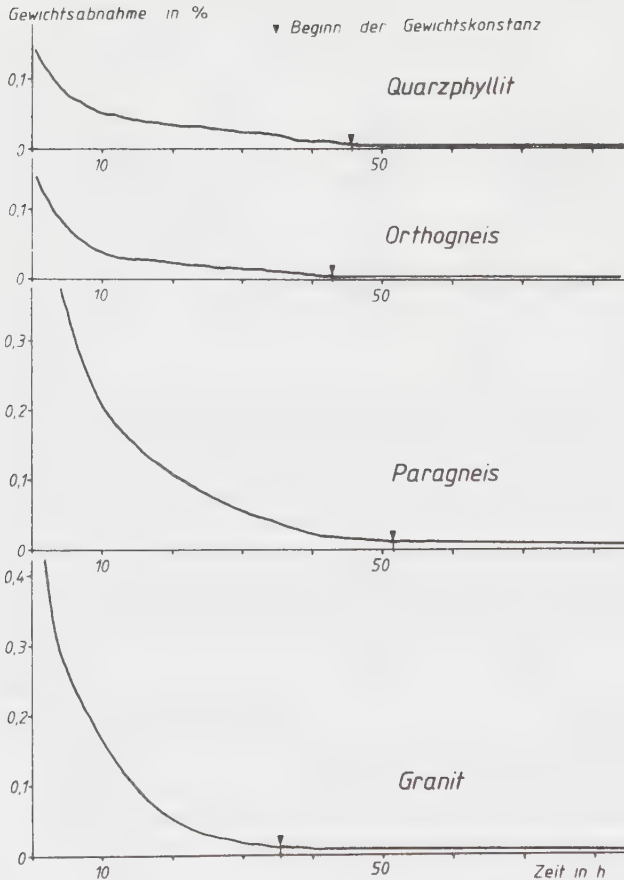


Abb. 8: Trocknungsdiagramme der verschiedenen Gesteine

2.2. Kluftgefüge und -systeme

Die Gebirgsdurchlässigkeit der Festgesteine wird hauptsächlich durch Klüfte bestimmt. Dabei sind Klüfte oder Kluftfugen alle Trennflächen im Gestein, die als wasserleitende Elemente fungieren können. Dazu muß die Kluftöffnungsweite

mehr als 4 μm betragen, da das Haftwasser bereits eine Schicht von 2 μm bildet. Tektonische Klüfte sind meist stärker geöffnet und daher hydrologisch wirksamer; in der Nähe von Störungen und in tektonisch beanspruchten Gebieten findet man oft eine Zone stärkerer Klüftigkeit mit einem nutzbaren Kluftvolumen von mehr als 2 %. Ebenso ist eine erhöhte Gebirgsdurchlässigkeit in der oberflächennahen Auflockerungszone von 10 - 30 m Tiefe zu beobachten. Die Untergrenze der offenen, für die Wasserbewegung nutzbaren Klüfte dürfte für ungestörte Metamorphite in einer Tiefe von 200 m anzusetzen sein (HÄHNE & FRANKE 1983). Andere Autoren legen die Grenze jedoch wesentlich tiefer, so z. B. KELLER (1969) mit 400 - 500 m oder THURNER (1967) mit 2 - 3 km.

Die Häufigkeit und Verteilung der Fugen ist nicht immer isotrop, so daß die Strömungsgeschwindigkeit auf kleinstem Raum wechseln kann, was zu einem Übergang von laminarem zu turbulentem Fließen führt. Bei einem kleinen Kluftabstand und räumlich annähernd gleicher Verteilung können aber auch Festgesteine als quasiisotrop angesehen werden. Die Sickerströmungen im geklüfteten Fels setzen sich dabei zusammen aus Einzelströmungen in den Klüften, die als kommunizierendes System aufgefaßt werden können. Bei geringer Fließgeschwindigkeit sind dann auch noch die Bedingungen für laminares Fließen gegeben.

Wichtige Kriterien für die Trennfugendurchlässigkeit sind:

- Raumstellung der Klüfte
- Kluftabstand
- Durchtrennungsgrad
- Spannweiten der Einzelklüfte
- Kluftfüllung
- Klufttrauhigkeit.

Die Größe der beobachteten und eingemessenen Klüfte liegt in dem Bereich 0,1 - 1 m (Kleinklüfte) und 1 - 10 m (Großklüfte); Riesenklüfte (10 - 100 m) und Störungen (> 100 m) treten nur vereinzelt auf. Die Kluftweite kann im allgemeinen mit 0,2 - 0,5 mm in guter Näherung angenommen werden, im Granit steigen die Werte auf ungefähr 1 mm.

Um Aussagen über die Strömungsverhältnisse in klüftigen Festgesteinen machen zu können, werden die Kluftflächen als eben angenommen, ebenso eine nahezu völlige Durchtrennung jeder Einzelkluft (RISSLER 1977). Der Durchtrennungsgrad und die Kluftdichte bestimmen das Maß der Gebirgszerlegung und damit die Größenordnung der Wasserwegsamkeit. Die Klüftigkeitszahl beträgt im Durchschnitt für jeweils alle drei Kluftscharen für Paragneis 7,3, für Orthogneis 3,3, für Granit 3,0 und für den penninischen Quarzphyllit 13,3. Bei einem angenommenen Durchtrennungsgrad von 60 - 80 % liegen Granit, Paragneis und Orthogneis im Bereich des zerklüfteten Gebirges, der Quarzphyllit am Übergang zum zerrütteten Gebirge (Abb. 9).

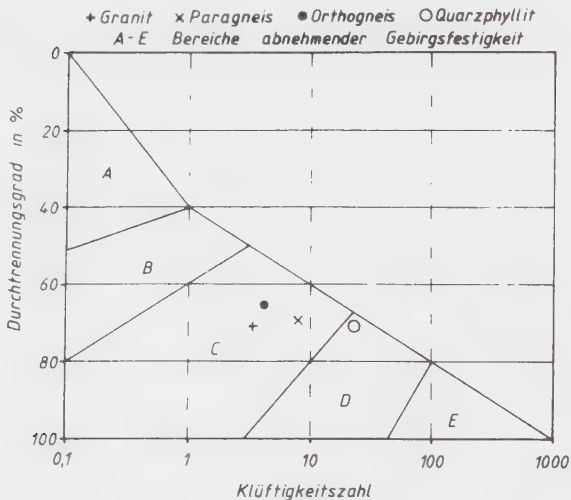


Abb. 9: Diagramm der Gebirgszerlegung

Entscheidend für die Bewegung des Grundwassers in Festgesteinen ist die Ausbildung und Richtung des Kluftnetzes. Abb. 10 zeigt einige Kluftrosen für die verschiedenen Gesteine sowie Richtungsrosen für Gewässer und Störungen. Gemeinsam sind allen mindestens zwei gut definierte Maxima; bei den Gesteinen pendelt die Hauptrichtung um die N-S-Achse, während die E-W-Richtung etwas untergeordnet in Erscheinung tritt. Die Störungen weisen ein eindeutiges Maximum im

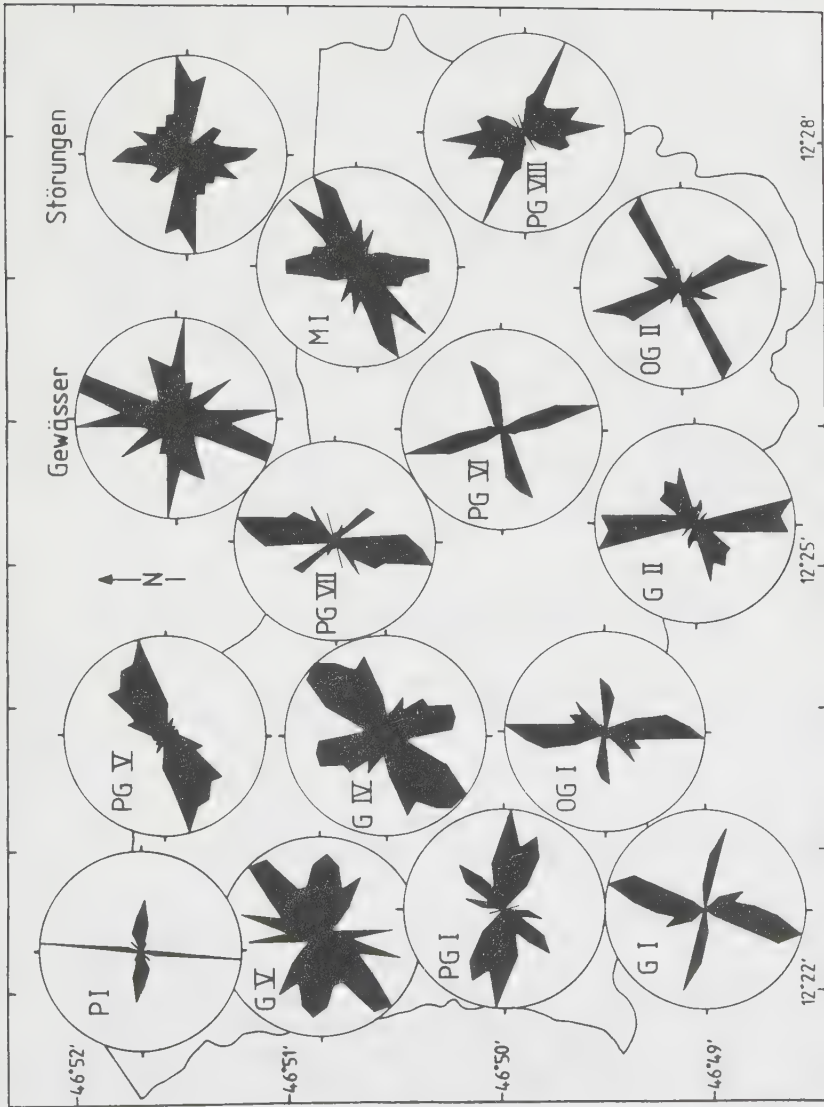


Abb. 10: Richtungsrosen von Klüften, Gewässern und Störungen

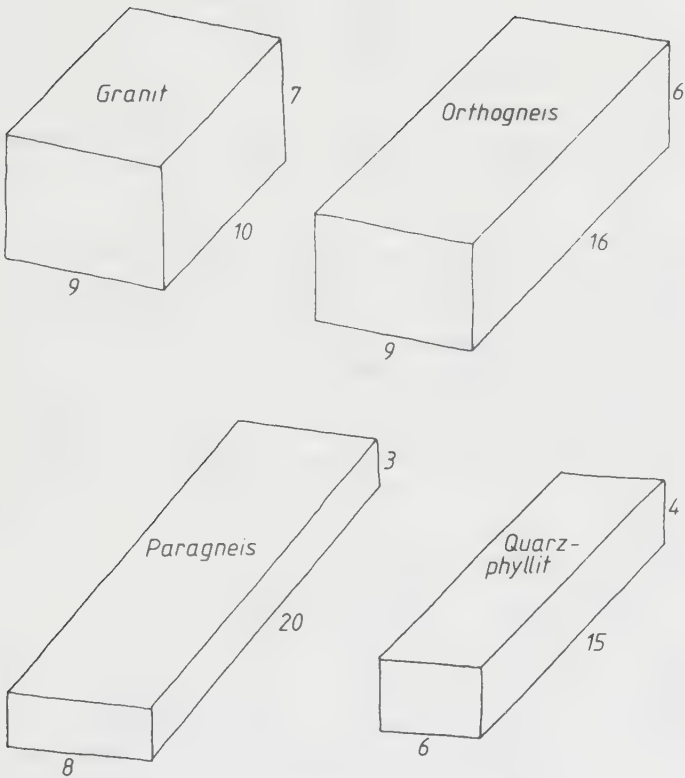
Bereich der E-W-Achse auf, bei den Gewässern sind die beiden Hauptrichtungen N-S und E-W gleich stark vertreten. Aus der Übereinstimmung der Hauptrichtungen bei Gesteinen und Gewässern läßt sich schließen, daß der grundsätzliche Bauplan des Gebirges mit der Anlage des Kluftnetzes auch bestimmend für die Ausbildung des Gewässernetzes ist.

Für Magmatite und in beschränktem Umfang auch für Metamorphite läßt sich ein Grundmuster angeben, nach dem die Klüfte angeordnet sind, das sog. "fundamentale Kluftsystem" (BOCK 1980). Seine Kennzeichen sind drei senkrecht aufeinander stehende Kluftscharen mit ungefähr parallelen Klüften und ein quaderförmiger Kluftkörper. Dessen Entstehung wird von den jeweiligen regionalen tektonischen Beanspruchungen geprägt, er ist die kleinste von Trennflächen begrenzte Einheit in einem Gebirgskörper (MÖBUS 1982). Er wird definiert als "... eine natürliche absondernde Felseinheit, deren allseitig von Klüften begrenzte Form nicht mehr durch andere formbegrenzende Klüfte sichtbar unterteilt ist". Die Größe des Kluftkörpers ist abhängig von dem mittleren Abstand der Kluftscharen (Tab. 3), die Form vom Verhältnis der Abstände untereinander.

Tab. 3: Mittlerer Kluftabstand verschiedener Gesteinstypen (in m)

Kluft-system	Para-gneis	Ortho-gneis	Granit	Quarz-phyllit
d_1	0.33	0.20	0.36	0.20
d_2	0.15	0.30	0.32	0.07
d_3	0.08	0.27	0.35	0.05

Die petrographische Verwandtschaft von Granit und Orthogneis zeigt sich auch in der ähnlichen Form der Kluftkörper, während im Paragneis und Pennin flachere Formen entwickelt sind (Abb. 11). Eine Einteilung der Kluftkörperform nach dem Verhältnis der Seitenlängen ergibt für Granit quadrig, für Orthogneis quadrig-längsgestreckt und für Paragneis und Pennin dickplattig-quergestreckt (PESCHEL 1977).



4 Maßangaben in cm

Abb. 11: Kluftkörperformen der verschiedenen Gesteinsarten

2.3. Berechnung der Durchlässigkeit

Zur annähernden Berechnung der Trennfugendurchlässigkeit müssen einige vereinfachende Annahmen gemacht werden. Die Kluftwände sollen parallel und glatt sein, die Einzelklüfte völlig durchtrennend und die verschiedenen Kluftsysteme sollen miteinander verbunden sein. Ebenso wird die Strömung als

linear angenommen. Die Berechnung erfolgt dann nach der Formel

$$K = \frac{g}{12v} \times \frac{(2a)^3}{b} \quad (1)$$

mit v = Viskosität des Grundwassers, $2a$ = Kluftöffnungsweite und b = mittlerer Kluftabstand.

Da die Messung der Kluftweite nur in sehr beschränktem Umfang möglich war und zudem mit großer Unsicherheit behaftet ist, wurden verschiedene Werte in die Formel (1) eingesetzt, um die hauptsächlich auftretenden Öffnungsweiten von 0,2 bis 0,5 mm (bei Granit bis 1 mm) und ihre Auswirkung auf die Durchlässigkeit miteinander vergleichen zu können. Die am häufigsten vorkommenden Kluftweiten ergeben für die Gneise und den Quarzphyllit eine Durchlässigkeit von 0,040 - 0,068 cm/s; der Granit ist mit 0,58 cm/s deutlich durchlässiger (Tab. 4).

Tab. 4: Trennfugendurchlässigkeit (berechnet) für verschiedene Kluftweiten in 10^{-4} m/s

Kluft- weite (mm)	Para- gneis	Ortho- gneis	Granit	Quarz- phyllit
0.2	0.40	0.20	0.14	0.68
0.3	1.20	0.63	0.50	2.10
0.5	5.40	2.90	2.10	9.50
0.7	14.70	8.00	5.80	26.20
1.0	43.20	20.10	17.10	76.40

Eine weitere Möglichkeit zur Berechnung der Gebirgsdurchlässigkeit in klüftigen Festgesteinen ist die Methode mit dem Durchlässigkeitstensor nach SNOW (RISSLER 1977). Dazu werden in einem geklüfteten Fels hydraulisch glatte Verhältnisse angenommen; ebenso muß die mittlere Raumstellung der Klüfte, der mittlere Kluftabstand (d_m) und eine gleich große Spaltweite ($2a_m$) bekannt sein. Die richtungsabhängige

Durchlässigkeit des Gebirges (K) kann mathematisch als symmetrischer Tensor der Form

$$K = \begin{bmatrix} k_{xx} & k_{xy} & k_{xz} \\ k_{yx} & k_{yy} & k_{yz} \\ k_{zx} & k_{zy} & k_{zz} \end{bmatrix} \quad (2)$$

$$\begin{aligned} \text{mit} \quad k_{xy} &= k_{yx} \\ k_{zy} &= k_{yz} \\ k_{xz} &= k_{zx} \end{aligned} \quad (3a-c)$$

dargestellt werden.

Daraus ergibt sich dann die Formel

$$K = \frac{g(2a)^3}{12 \nu \cdot d_m} \cdot \begin{bmatrix} 1-n_x n_x & -n_x n_y & -n_x n_z \\ -n_x n_y & 1-n_y n_y & -n_y n_z \\ -n_x n_z & -n_y n_z & 1-n_z n_z \end{bmatrix} \quad (4)$$

mit n_x , n_y und n_z als Komponenten des Normaleneinheitsvektors $\vec{n}$ auf die Kluftebene. $\vec{n}$ läßt sich aus der mittleren Raumstellung der Klüfte errechnen. Es folgt

$$\vec{n} = (-\cos\alpha \sin\beta, \sin\alpha \sin\beta, -\cos\beta) \quad (5)$$

wobei α der Streichwinkel und β der Fallwinkel der Kluftfläche ist.

Bei den Kluftmessungen ergaben sich für jeden Gesteinstyp drei verschieden stark ausgeprägte Kluftmaxima, deren repräsentative Werte in Tab. 5 dargestellt sind. Diese Werte wurden mit den bereits bekannten Kluftabständen (d_m) und Kluftweiten ($2a_m$) aus Tab. 2 und 4 in die Gleichungen (4) bzw. (5) eingesetzt und die Durchlässigkeit einer Kluftschar errechnet. Die Gesamtdurchlässigkeit des Gebirges ergibt sich aus der vektoriellen Überlagerung der einzelnen Durchlässigkeitswerte (Tab. 6).

Tab. 5: Mittlere Raumstellung der Kluftscharen
(Streichwert/Fallwert)

Kluft- system	Para- gneis	Ortho- gneis	Granit	Quarz- phyllit
K ₁	15/60	5/57	15/63	5/86
K ₂	75/80	45/66	105/88	45/30
K ₃	145/60	85/83	155/42	95/50

Tab. 6: Kluftdurchlässigkeit berechnet nach SNOW in
 10^{-4} m/s

	Para- gneis	Ortho- gneis	Granit	Quarz- phyllit
Kluftweite $2a_m(\text{mm})$	0.2	0.3	0.7	0.2
Kluftabstand $d_m(\text{cm})$	33/15/8	20/30/27	36/32/35	20/7/5
für K ₁ /K ₂ /K ₃				
Durchlässigkeit	0.04	0.03	0.3	0.06

Ein Vergleich der Ergebnisse der beiden Berechnungsmethoden zeigt, daß mit der Formel (1) zu hohe Werte erreicht werden. Der Einfluß der räumlichen Lage der Klüfte, die über den Durchlässigkeitstensor in die Formel (4) eingeht, vermindert die Durchlässigkeitswerte gegenüber der allgemeinen Formel (1) je nach Gestein um den Faktor 10 bis 20 (Tab. 7). Das bedeutet, daß entsprechend der geforderten Genauigkeit die jeweilige Berechnungsmethode angewandt werden muß; zur schnellen überschlagsmäßigen Berechnung genügt jedoch Formel (1).

Tab. 7: Vergleich der berechneten Kluftdurchlässigkeiten in
 10^{-4} m/s

Methode	Para- gneis	Ortho- gneis	Granit	Quarz- phyllit
Formel (1)	0.40	0.63	5.8	0.68
Formel (4)	0.04	0.03	0.3	0.06

Zusammenfassend kann man feststellen, daß der Granit die größte Permeabilität besitzt, sowohl bei der Kluft- als auch bei der Porendurchlässigkeit. Das im Quarzphyllit relativ hohe Kluftvolumen gegenüber den Gneisen wird durch die niedrige Nutzporosität wieder kompensiert, so daß bei diesen beiden Gesteinstypen keine großen Unterschiede in bezug auf Gebirgsdurchlässigkeit festzustellen sind. Insgesamt liegen alle auftretenden Gesteinstypen im Bereich gering bis deutlich durchlässig (nach HEITFELD 1965).

2.4. Markierungsversuche

Zur ungefähren Bestimmung der Gebirgsdurchlässigkeit können auch Markierungsversuche gute Dienste leisten. Deshalb wurden im Sommer 1983 zwei Färbeversuche mit Uranin und im Sommer 1985 ein kombinierter Färbe-Salzungsversuch mit Uranin und Salz unternommen. Diese Versuche wurden durch ein Verkarstungsphänomen ermöglicht, das im hinteren Talschluß des Grubbachtals, dem sog. "Kaltwassertal", unterhalb der Zwölferspitze (2351 m) auftritt (Abb. 1 und 12).

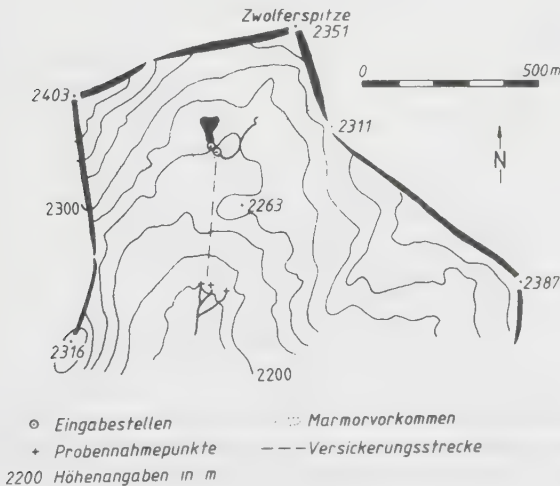


Abb. 12: Topographische Karte des hinteren "Kaltwassertales"

In die Paragneise des Nord-Blocks eingeschaltet ist hier ein mächtiger Marmorzug, der mehrere Lösungsdolinen enthält. Diese fungieren teils periodisch während der Schneeschmelze teils ganzjährig als Schlucklöcher für Bäche. Während der Markierung 1985 wurden die Einspeisungs- bzw. Austrittsstellen genau festgelegt und das Dolinenfeld vermessen (Abb. 13).

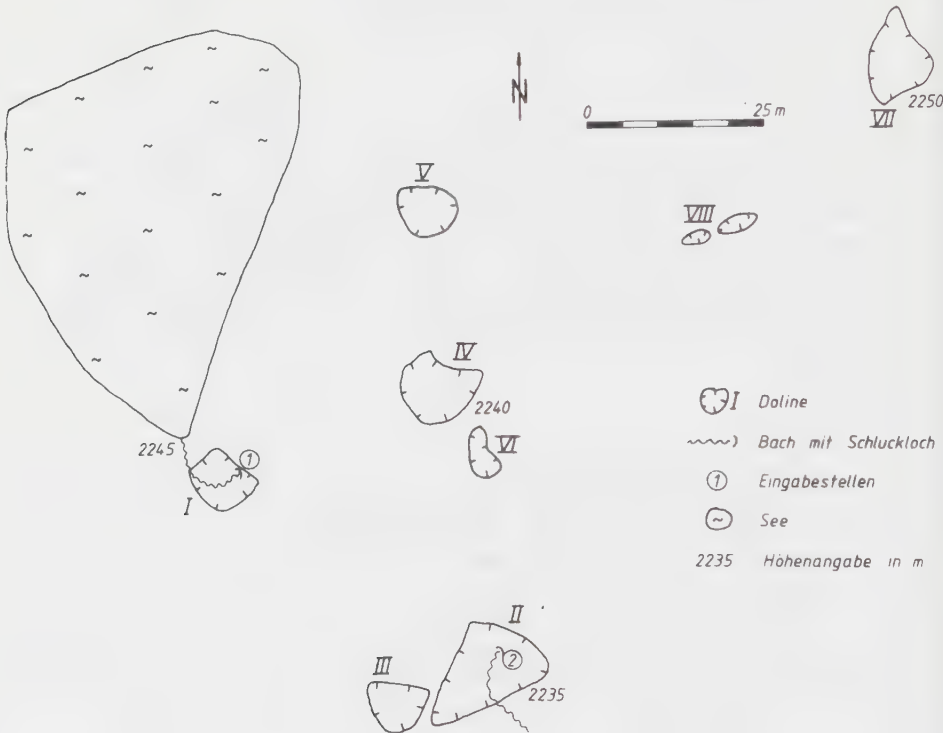


Abb. 13: Dolinenfeld im hinteren "Kaltwassertal"

Die beiden Färbeversuche im Sommer 1983 dienten zunächst der Eingrenzung des Austrittsgebietes und der ungefähren Ermittlung der Laufzeit des Tracers. Die Eingabe des Farbstoffes erfolgte in gelöster Form in den Bach, der in Doline II verschwindet; die Proben wurden aus dem Grubbach in ca. 1300 m

Höhe entnommen. Die Durchgangskurven des Färbemittels ergaben eine ungefähre Laufzeit von 70 - 75 h, wovon allerdings die Oberflächenlaufzeit noch abgezogen werden muß. Danach ergibt sich für die unterirdische Strecke Eingabestelle - Wiederaustritt (= Quelle des Grubbaches) eine mittlere Fließgeschwindigkeit von 0,11 cm/s.

Bei dem Markierungsversuch 1985 erfolgte die Eingabe ebenfalls in gelöster Form in die Dolinen I (Salz) und II (Uranin), die Probennahmestellen lagen 390 m S' davon im Bereich der Grubbach-Quelle (Abb. 12). Aufgrund der wahrscheinlich zu großen Verdünnung konnte das Uranin diesmal nicht nachgewiesen werden, das Salz jedoch bewirkte eine Erhöhung der Leitfähigkeit mit einem Peak nach 66,5 h (Abb. 14). Als Fließgeschwindigkeit wurde bei diesem Versuch 0,16 cm/s errechnet, was eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen von 1983 bedeutet.

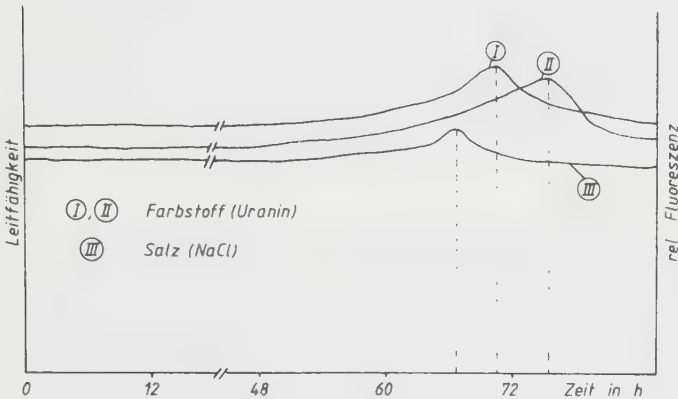


Abb. 14: Farb- und Salzdurchgangskurven

Die bei den Markierungsversuchen ermittelte Gebirgsdurchlässigkeit ist mit durchschnittlich $0,14 \times 10^{-2}$ m/s sehr viel höher als die über Kluftmessungen errechneten Werte. Das ist darauf zurückzuführen, daß die Klüfte in verkarsteten Gebieten durch Lösungserscheinungen sehr viel weiter sind als in den Gneisen. Außerdem dringt das Wasser mit dem Tracer nicht weit in die Tiefe ein, sondern fließt meist im oberflächennahen Bereich, wo eine erhöhte Permeabilität vorhanden ist.

Diese Bewegungsart des Wassers trifft sicherlich auch auf den übrigen Teil des Arbeitsgebietes und die dort versickernden Niederschläge zu. Für Brunnen oder Quellausschachtungen sind deshalb keine tiefergreifenden Maßnahmen nötig.

3. Hydrologie

3.1. Gewässer (Oberflächenwässer und Quellen)

Eine aktuelle Aufnahme des Gewässernetzes mit den wichtigsten Bächen ist aus der topographischen Karte (Abb. 1) ersichtlich. Die lediglich periodisch fließenden Gewässer, die gestrichelt dargestellt sind, werden nur im Frühjahr zur Zeit der Schneeschmelze oder nach länger andauernden Niederschlägen aktiv. Die größeren Bäche wie Winnebach, Ternerbach oder Grubbach laufen auch im Winter, allerdings unter einer Schneedecke, weiter. Diese perennierenden Bäche sind schnell fließende, überwiegend oligotrophe Gewässer, deren Chemismus auch nach längerem Lauf nur geringfügig von dem ihrer Quellen abweicht und die anthropogen wenig oder gar nicht beeinflusst sind. Sie weisen ein nivales Regime auf mit einem Abflußmaximum im April/Mai/Juni und einem Minimum im Winter.

Die stehenden Gewässer sind auf die obere Verebnungsfläche (Almgelände) beschränkt. Es sind zwei Arten zu unterscheiden: flache, mit Schmelzwasser gefüllte Tümpel und größere Karseen. Die Tümpel trocknen in den Sommermonaten meist ganz aus oder versumpfen; sie enthalten jedoch reichlich Kleinstlebewesen, da sie sauerstoff- und nährstoffreicher sind als die Karseen. Diese werden in der Regel von einem Bach durchflossen, ihre Temperatur liegt daher bedeutend niedriger als die der Tümpel. Die Größe und Tiefe dieser Seen ist unterschiedlich (Tab. 8), von der Ausbildung und Anlage sind sie jedoch identisch. Als typische Karseen sind sie durch einen Riegel gegen das Tal hin abgegrenzt; dahinter staut sich das Wasser in der durch Gletscher ausgekolkten Mulde.

Tab. 8: Eigenschaften verschiedener Karseen

Name	Höhe (m)	Größe (m)	Temperatur (°C)	Tiefe (m)
Tiefrasten-See	2303	120x70	8.1 (7/84)	4.8
Gr. Kompfoß-See	2442	150x70	15.1 (7/84)	9.0
Grünsee	2258	130x100	17.7 (7/84)	2.5
Passensee	2408	170x60	10.9 (7/84)	4.0

Die Quellen im Untersuchungsgebiet konzentrieren sich auf die beiden Verebnungsflächen (Almgelände und Hauptterrasse), wobei der Hauptteil auf das obere Niveau entfällt. Hier wird ein Teil des in den Kammlagen und Steilhängen versickerten Wassers bereits wieder abgegeben, wobei es zu großflächigen Grundwasseraustritten kommen kann (Gebiet N' Hof-Alm). Oftmals verschwinden diese kleinen Bäche jedoch nach kurzer Zeit wieder im Hangschutt und werden dem talwärts fließenden Grundwasser, dessen Spiegel relativ hoch liegt, zugeführt. Die Quellschüttung ist sehr unterschiedlich; sie ist meist gering mit einem Mittelwert von 0,1 - 0,2 l/s, bei einem großflächigerem Austritt einer Quellgruppe können auch Werte bis zu 5 l/s erreicht werden (Beispiel: Wasserfassung Tief-rasten-Hütte).

3.2. Niederschlag

Das sehr stark gegliederte Gelände des Arbeitsgebietes erschwert Aussagen über die Höhe der Niederschläge, da diese zu einem großen Teil von der Morphologie abhängig sind. Ausschlaggebend ist nicht nur das Großrelief, das durch die Stauwirkung eine Abnahme der Niederschläge mit 1,1 mm/km Abstand vom Alpennordrand zum -zentralraum bewirkt (PRÖSL 1977), sondern auch die Lage der einzelnen Täler und Bergketten zur Hauptwindrichtung. Ein weiterer wichtiger Faktor ist die Höhenlage des Gebietes.

Mit einem Anstieg der Seehöhe wächst auch die Niederschlagsmenge; die Angaben über diesen sog. "pluviometrischen Gradienten" sind jedoch unterschiedlich, z. B. 100 mm/100 m (WUNDT 1953), 50-90 mm/100 m (TURNER 1967) oder 21 mm/100 m (PRÖSL 1977).

Nach RICHTER & LILICH (1975) sollte im Mittelgebirge mindestens eine Meßstation auf 100 km² errichtet werden, um repräsentative Aussagen machen zu können; im Hochgebirge müßte das Netz noch viel enger gezogen werden. Die Niederschlagswerte der vier Stationen Mühlwald, Terenten, Pfunders und Spingesser Alm (Abb. 15) können daher nur Anhaltspunkte für die ungefähre Höhe und Verteilung der Niederschläge der Jahre 1983 und 1984 liefern (Tab. 9, Abb. 16), zumal die Meßstellen teilweise außerhalb des Gebietes liegen.

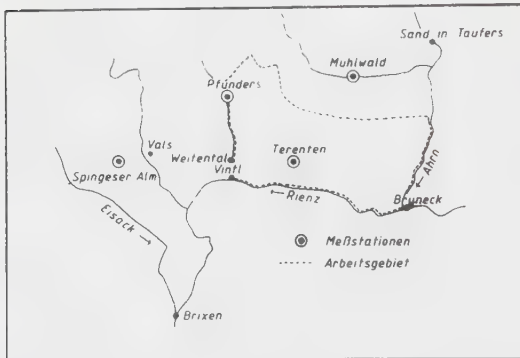


Abb. 15: Lageskizze der Meßstationen

In den hinteren Talschlüssen und auf den Gipfelfluren fällt mit Sicherheit mehr Niederschlag als z. B. auf der Hauptterrasse. Als Vergleich zu den aktuellen Werten sind in Tab. 10 die monatlichen Durchschnittswerte der Jahre 1931 - 1966 für Mühlwald und Weintal aufgeführt (aus NIEDERMAIR 1977).

Tab. 9: Niederschlagswerte der Jahre 1983 und 1984

Meßstation	Niederschlag in mm		Regentage	
	1983	1984	1983	1984
Terenten (1140 m)	656.4	514.0	93	72
Mühlwald (1141 m)	826.0	762.2	101	92
Pfunders (1159 m)	876.0	770.6	100	101
Spingesser Alm (2000 m)	743.2	550.0	104	87

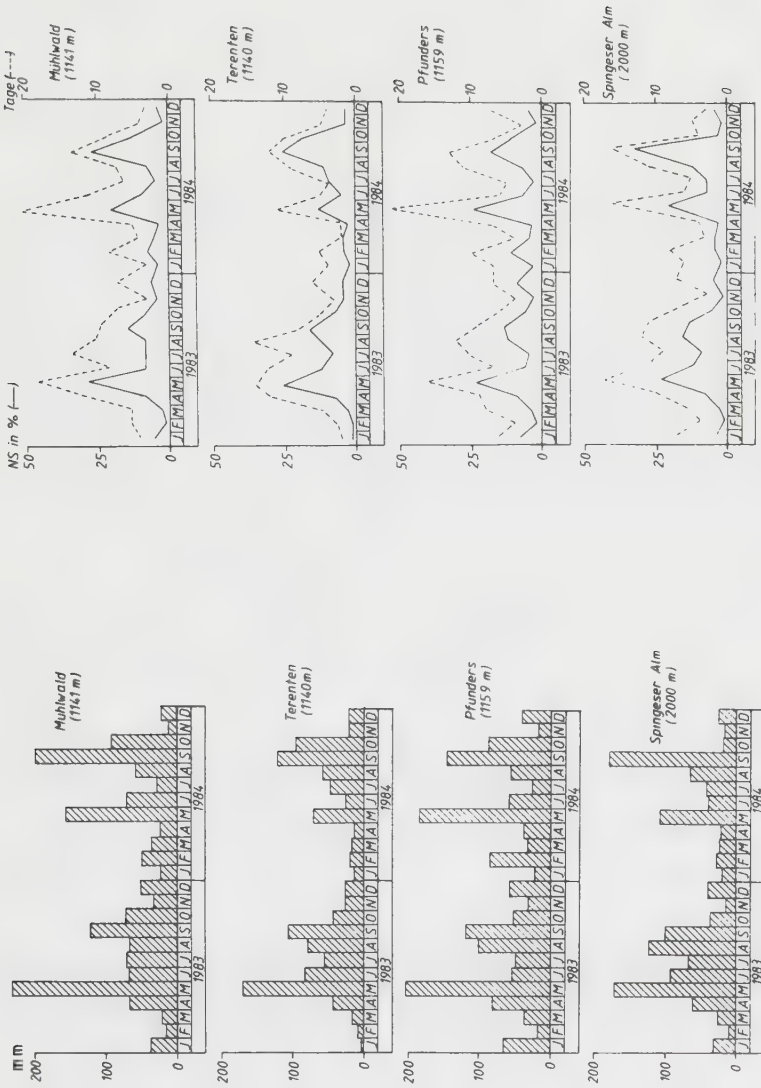


Abb. 16: Höhe und Verteilung der Niederschläge

Tab. 10: Mittlere monatliche Niederschläge in mm
(Jahre 1931 - 1966)

Meßstation	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Summe
Weitenttal (866m)	25	31	27	56	65	100	89	107	75	64	56	38	733
Mühlwald (1230m)	40	45	45	58	101	127	144	146	108	93	78	48	1032

Im Jahr 1984 ist bei allen Stationen ein Rückgang des Niederschlages zu beobachten, parallel dazu nehmen die Regentage ab (Ausnahme: Pfunders). Terenten, auf der Hauptterrasse in südexponierter Lage gelegen, weist den geringsten Niederschlag und die wenigsten Regentage sowie die niedrigste Anzahl von Frost- und Eistagen auf (Tab. 11). Die Sonnenscheindauer beträgt hier nach NIEDERMAIR (1977) ca. 2000 Stunden/Jahr, die durchschnittliche Jahrestemperatur + 7°C (Abb. 17). Die relativ geringe Niederschlagshöhe der Station Spingesser Alm ist in Anbetracht der Seehöhe auf die Lage im Regenschatten einer Bergkette zurückzuführen.

Tab. 11: Verteilung der Frost-, Eis- und Sommertage

Meßstation	Eistage (Max. $\leq 0^{\circ}\text{C}$)	Frosttage (Min. $\leq 0^{\circ}\text{C}$)	Sommertage (Max. $\geq +25^{\circ}\text{C}$)
1983	23	131	42
Terenten			
1984	45	177	21
1983	40	160	32
Pfunders			
1984	35	178	15

Die Niederschläge fallen meist als Regen; dies ändert sich jedoch auch mit der Höhe, da nach DRACOS (1980) bei 1000 m Meereshöhe 25 % des Niederschlags als Schnee fallen, bei

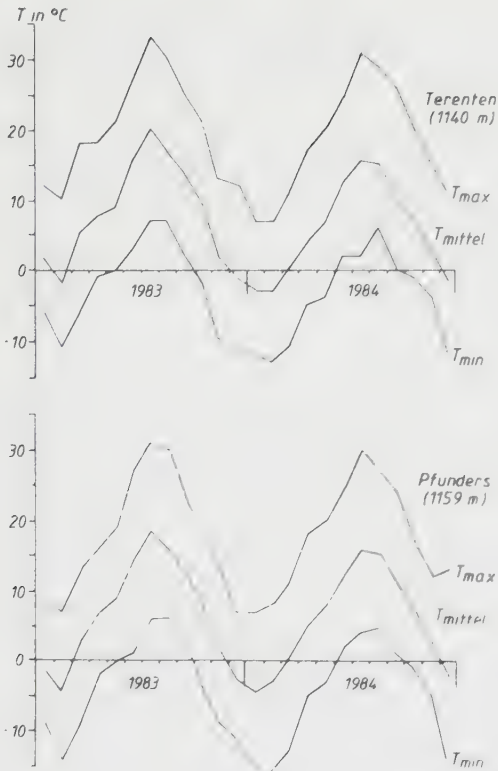


Abb. 17: Temperaturverlaufskurven

2000 m sind es bereits 55 % und bei 3000 m 95 %. Der Tau- und Nebelniederschlag wurde bei den Messungen nicht mit erfaßt, er dürfte aber v. a. in den bewaldeten Steilhängen eine Rolle spielen. Die Menge liegt erfahrungsgemäß in der Größenordnung von 4 - 5 % des Jahresniederschlages (THURNER 1967).

Bei der Verteilung der Niederschläge treten zwei Maxima auf, und zwar im Mai und im August/September; in der Literatur wird allgemein nur ein Sommermaximum für die Monate Mai bis August angegeben (Tab. 12).

Tab. 12: Monatliche Verteilung der Niederschläge in %

Meßstation	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
1983	5	1	2	8	28	8	8	8	14	8	4	6
Mühlwald 1984	3	7	5	3	20	9	4	7	26	12	1	3
1983	1	1	3	7	25	12	8	12	16	7	4	4
Terenten 1984	2	4	4	3	13	5	9	11	25	18	3	3
1983	8	2	4	9	23	6	5	12	13	6	3	9
Pfunders 1984	3	11	5	4	24	7	3	7	18	11	2	5
Tauernsüd- seite (x)	4	3	5	7	10	12	12	12	10	10	8	6
Alpen (gesamt) (x)	5	5	7	7	10	12	13	13	9	6	7	6
Arbeitsgebiet (+)	3	2	2	3	5	15	26	25	7	5	4	3

(x) Angaben aus KEILHACK (1912)

(+) Angaben aus KUBAT (1972)

3.3. Abfluß

Die Besonderheit der alpinen Hydrologie wird durch mehrere Faktoren bestimmt:

- hoher Zustrom von Feuchtigkeit in Form von Regen und Schnee;
- stark akzentuiertes Relief;
- Beeinflussung des Abflusses durch Abschmelzen von Eis und Schnee;
- geringe Stabilität der Abflußbahnen;
- geringer Anteil von Bäumen an der Vegetationsdecke;
- geringe Mächtigkeit und Wasserspeichervermögen der Hochgebirgsböden (FRANZ 1977).

Ein Zusammenwirken von einigen dieser Faktoren kann unter Umständen zu katastrophenartigen Hochwässern und Hangrutschungen führen.

Ausschlaggebend für die Höhe des Abflusses sind die Niederschlagsmenge und -intensität, die Gebirgsdurchlässigkeit, die Morphologie und die Vegetation. Das Untersuchungsgebiet läßt sich hinsichtlich dieser Faktoren in mehrere Bereiche gliedern, die unterschiedliches Abflußverhalten zeigen und die in etwa mit der morphologischen Gliederung übereinstimmen.

Die Gipfelfluren erhalten aufgrund ihrer Höhenlage und Exposition die meisten Niederschläge. Durch die Steilheit des Geländes und die nahezu fehlende Vegetationsdecke fließt fast der gesamte Niederschlag (ca. 80 - 90 %) oberflächlich ab. Dies wird durch die schwer durchlässigen Gesteine noch begünstigt. Nach längeren Regenfällen und zur Schneeschmelze bildet sich daher in den oberen Regionen ein dichtes Gewässernetz aus. Dabei werden schmale Runsen und Gräben, die im Sommer normalerweise trocken sind, aktiv und führen dem Vorfluter fast den gesamten Niederschlag in kürzest möglicher Zeit zu, was ein rasches Ansteigen der Bäche bewirkt und nicht selten zu den oben erwähnten Katastrophen führen kann. Aus dem Arbeitsgebiet wird von NIEDERMAIR (1977) ein derartig verursachtes Hochwasser beschrieben, bei dem im Jahre 1837 der Terner Bach sein Bett verlegte und mehrere Mühlen und Häuser fortschwemmte. Ähnliche Ereignisse waren in jüngster Vergangenheit die Hochwässer vom Juli 1981 und Anfang August 1985.

Ein etwas besseres Retentionsvermögen als die Gipfelfluren zeigt das Almgelände. Hier nimmt der - wenn auch geringmächtige - Boden einen Teil des Niederschlages auf, speichert ihn und gibt ihn erst langsam über Quellen wieder ab. Diese obersten Schichten können ein Porenvolumen bis zu 70 % erreichen (FRANZ 1977). Ist jedoch der Boden mit Wasser gesättigt, z. B. nach länger anhaltenden Starkregen oder noch gefroren wie zur Zeit der Schneeschmelze, überwiegt auch hier der oberirdische Abfluß gegenüber dem unterirdischen.

Nachteilig wirkt sich in diesen Regionen eine starke Beweidung aus, da durch die Viehtritte der Boden verdichtet und damit die Wasseraufnahmefähigkeit herabgesetzt wird. Dies vermehrt wiederum den Oberflächenabfluß.

In den Gebieten unterhalb der Baumgrenze nimmt die Wirkung der Morphologie weiter ab, die der Vegetation jedoch stark zu. Der Wald hält bereits in den Baumkronen viel Regen zurück und mindert die Intensität der Niederschläge beträchtlich. Der durchwurzelte Boden kann viel Wasser aufnehmen, so daß der oberflächliche Abfluß vermindert wird und die Erosionsgefahr zurückgeht.

Da keine Abflußmessungen durchgeführt werden konnten, läßt sich für die einzelnen Bereiche das Verhältnis Niederschlag/Abfluß und oberirdischer/unterirdischer Abfluß nur überschlagsmäßig schätzen. Nach WUNDT (1953) kann in hochalpinen Gebieten der Gesamtabfluß bis zu 90 % des Niederschlags betragen; THURNER (1967) gibt für Höhen bis 900m 40% an, für Höhen ab 1500 m 77 %. Der unterirdische Anteil am Gesamtabfluß liegt je nach der Gesteinsdurchlässigkeit zwischen 9 und 22 % (KELLER 1969).

Zusammenfassend für alle drei Bereiche kann man den oberirdischen Abfluß mit 40 - 50 % annehmen, was einer mittleren Abflußhöhe von 300 - 400 mm entsprechen würde. Der Gesamtabfluß dürfte nur geringfügig über den Werten des oberirdischen liegen (ca. 450 - 500 mm). Nach den Formeln aus der Literatur zur Berechnung des Abflusses ergeben sich durchschnittlich Werte von 200 - 250 mm, was aber sicher zu niedrig sein dürfte.

3.4. Verdunstung

Ebenso wie der Niederschlag wird die Verdunstung stark von den örtlichen Gegebenheiten - Morphologie und Exposition - beeinflusst. Weitere wichtige Faktoren sind die Temperatur und die Vegetation. Damit ist die Verdunstung wie der Abfluß indirekt von der Höhe abhängig; der Abfluß steigt jedoch mit zunehmender Meereshöhe, während die Verdunstung abnimmt. Nach KELLER (1969) beträgt diese Abnahme 5,1 mm/100 Höhenmeter.

Infolge der Temperaturabhängigkeit ergibt sich auch eine jahreszeitliche Verteilung der Verdunstung mit einem Hauptanteil in der Zeit maximaler Niederschläge und der Vegetationsperiode im Sommer (Tab. 13).

Tab. 13: Monatliche Verteilung der Verdunstung in %

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
KELLER (1969)	1	2	5	8	16	17	15	15	11	5	2	1
STEINHÄUSSER (1972)	1	2	5	9	16	18	19	15	9	4	1	1

Ebenso wie beim Abfluß konnten Werte für die Verdunstung nicht gemessen werden. Für das gesamte Arbeitsgebiet wird eine Verdunstungshöhe von ca. 300 mm angenommen. Nach verschiedenen Formeln aus der Literatur ergibt sich eine Verdunstungshöhe von 300 - 400 mm für eine mittlere Seehöhe von 1500 m (STEINHÄUSSER 1972; KELLER 1969).

4. Physikalische und chemische Untersuchungen

4.1. Allgemeines

Nach einführenden hydrogeologischen und -chemischen Untersuchungen wurde deutlich, daß die Quellen und Oberflächenwässer des Arbeitsgebietes je nach Gesteinsart einen ziemlich unterschiedlichen Charakter aufweisen. Damit ließen sich die drei großen lithologischen Einheiten (Pennin, Altkristallin, Südalpin) gut voneinander trennen. Bei Gewässern aus der gleichen Gesteinseinheit, z. B. Paragneis, waren die Unterschiede in Mineralisation oder pH-Wert dagegen äußerst gering.

Da das Grundwasser im wesentlichen durch das durchflossene Gestein beeinflusst wird (Tab. 14), wurden für eine regelmäßige Probennahme die Quellen ausgesucht, die für eine Gesteinsart als typisch anzusehen sind. Es sind dies für Orthogneis L4, für Granit BG1, für Paragneis (Süd-Block) L8, für Paragneis (Nord-Block) K2 und für quartäre Ablagerungen (Moräne) M1. Die Lage der Probenpunkte zeigt Abb. 18. Die Überdeckung der Quellen aus dem Anstehenden mit Hang- bzw. Moränenschutt beträgt teilweise nur einige dm.

Tab. 14: Durchschnittliche Gehalte von Haupt- und Spurenelementen in Gesteinen und Wasser (aus Literaturdaten)

Element	Granit (ppm)	Gneis (ppm)	Flußwasser (ppb)
Na	27100	25800	6300
K	38500	42000	2300
Ca	15200	5100	15000
Mg	6000	1600	4100
Al	77000	72000	10
Ba	630	420	43
Sr	270	100	10
Mn	325	540	4
Fe	20000	14200	670
Zn	50	65	7
Cu	13	23	2
Cr	12	76	1
Ni	7	26	0.3
Co	4	13	0.2
Pb	32	16	0.3
Cd	0.1	0.1	0.4

Die Probennahme an den oben genannten Quellen erfolgte regelmäßig alle vier Wochen in dem Zeitraum von November 1983 bis Oktober 1984. Ergänzend dazu wurden noch monatliche Niederschlagsproben gesammelt sowie zum Vergleich Quellen in penninischen Gesteinen (P2) und Oberflächenwässer untersucht.

4.2. Analysenmethoden

Als Behälter während der Probennahme und zum Aufbewahren dienten Kanister und Flaschen aus Polyäthylen. Ein Teil der Probenmenge wurde zur Schwermetallbestimmung mit HCl angesäuert.

Die Messung von Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert und Sauerstoffgehalt erfolgte jeweils während der Probennahme mit tragbaren Meßgeräten; die Härte und der p- bzw. m-Wert wurden im Labor titrimetrisch bestimmt.

Die Bestimmung der Anionen Cl , SO_4 , PO_4 , NO_3 und F erfolgte auf dem Wege der Ionenchromatographie. Die Konzentration der verschiedenen Kationen wurde mittels der Atomabsorptionsspektrophotometrie (AAS) gemessen und zwar mit der Luft/Acetylen-Flamme (Na , K , Ca , Mg) oder flammenlos mittels Graphitrohrküvette (Al , Ba , Sr , Fe , Mn , Cd , Cu , Zn , Co , Cr , Ni); benutzt wurde dazu ein Gerät der Firma PERKIN-ELMER (PE 3030). Die vorgegebenen Analysenprogramme wurden für die einzelnen Elemente teilweise etwas modifiziert, um für die jeweilige Matrix die größte Empfindlichkeit zu erhalten (Tabelle Anhang B). Da die Wässer jedoch sehr rein sind und keine Elemente in hohen Konzentrationen enthalten, lassen sich Matrixeffekte durch Untergrundkompensation mit der Deuterium-Lampe leicht ausschließen. Ebenso bewirkt ein Gas-Stop des Spülgases (Argon) während der Messung eine Erhöhung des Meßsignales. Um den Fehler durch Ad- und Desorptionsvorgänge an den Gefäßwänden v. a. bei den Schwermetallbestimmungen möglichst klein zu halten, wurden die angesäuerten Proben baldmöglichst untersucht. Nicht ganz zu vermeiden waren jedoch Differenzen bei den Geräteparametern, die für jede Probenserie neu eingestellt werden mußten, z. B. Kühlwasserfluß, Justierung von Lampe und Graphitrohr und Wellenlänge. Dazu kommen noch Unterschiede in der Qualität der Graphitrohre, die Alterung des Rohrs mit jeder Messung und Schwankungen in der elektrischen Netzversorgung. Da kein automatischer Probenwechsler für die Graphitrohrküvette zur Verfügung stand, mußte die Probenaufgabe manuell erfolgen. Dadurch erhöhte sich zwangsläufig die Breite des Fehlerbereiches. Im allgemeinen blieb jedoch die Abweichung gering. Sie liegt nach SCHROLL (1976) noch im Bereich der Spurenanalyse (5 - 15 %) oder sogar darunter. Die Nachweisgrenzen der einzelnen Kationen für Graphitrohr-AAS wurden sowohl für die Quellen als auch für die Niederschläge nie unterschritten, die Meßwerte lagen stets weit darüber (Tabelle Anhang C). Die Angabe der Konzentration der verschiedenen Ionen erfolgt entweder in $\text{mg/l} = \text{ppm}$ oder in $\text{mikrog/l} = \text{ppb}$; auf eine Ladungsangabe wurde bei den einzelnen Ionen verzichtet, es gelten die allgemein üblichen Werte.

4.3. Temperatur

Die Temperatur von Quell- und Grundwässern hängt weitgehend von der Höhenlage und dem Abstand zur Erdoberfläche ab. Der Einfluß der Sonneneinstrahlung reicht z. B. in Graniten bis

ca. 30 m Tiefe (MATTHESS 1973). Die darunter folgende Zone wird als neutrale oder indifferente Zone bezeichnet, deren Temperatur ziemlich genau der mittleren Jahrestemperatur des Ortes entspricht. Sie beträgt für die Meßstation Terenten ca. $+7^{\circ}\text{C}$; dieser Temperatur am nächsten liegen die Werte für L8; der Kurvenverlauf ist hier außerdem sehr ausgeglichen (Abb. 19).

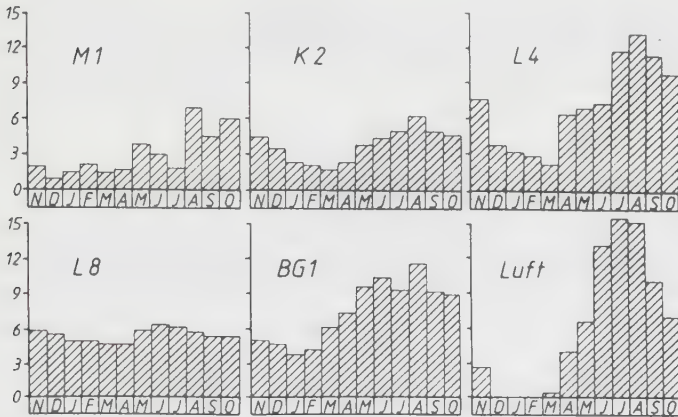


Abb. 19: Temperaturen für Luft und Quellen in $^{\circ}\text{C}$

Die übrigen Quellen zeigen ein gegenüber der Lufttemperatur leicht verschobenes Winterminimum und Sommermaximum. Sie werden also von der Sonneneinstrahlung mehr oder weniger stark beeinflusst, was auf eine geringere Tiefenlage des Grundwassers als bei L8 hinweist. Am deutlichsten wird dies bei der Quelle M1, wo größere Schwankungen auftreten und die damit auch auf kurzfristige Lufttemperaturänderungen reagiert. Die Höhe der Temperaturamplitude nimmt in der Reihenfolge $L4 > BG1 > M1 > K2 > L8$ ab.

Charakteristisch ist auch die Abnahme der Quelltemperatur mit der Höhe; sie beträgt zwischen $0,7$ und $1^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ (KELLER 1961; CRAMER 1953). Eine Kurve, die sich durch einige Meßwerte für Quellen verschiedener Höhenlagen legen läßt, weist einen Gradienten von $0,5^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ auf (Abb. 20). Die Temperatur der zumeist südexponierten Quellen im Arbeitsgebiet liegt höher im Vergleich mit Werten aus den Nordkalkalpen.

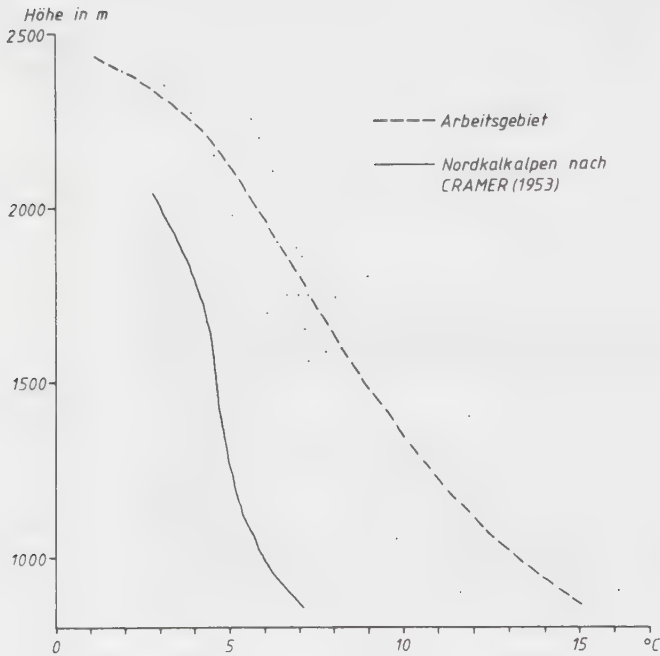


Abb. 20: Abnahme der Quelltemperatur mit der Höhe

4.4. Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit eines Wassers ist abhängig von der Konzentration der gelösten Ionen. Sie beträgt in der Regel für Regenwasser 5 - 30 mikroS, für süßes Grundwasser 30 - 2000 und für Meerwasser 45 000 - 55 000 (MATTHESS 1973). Ein Vergleich der Leitfähigkeit der Wasserproben zeigt, daß die Quelle im Granit (BG1) mit durchschnittlich 200 mikroS die höchsten Werte aufweist (Abb. 21). Dann folgen Wasser aus Orthogneis, Paragneis und Moräne und am Schluß die Niederschläge.

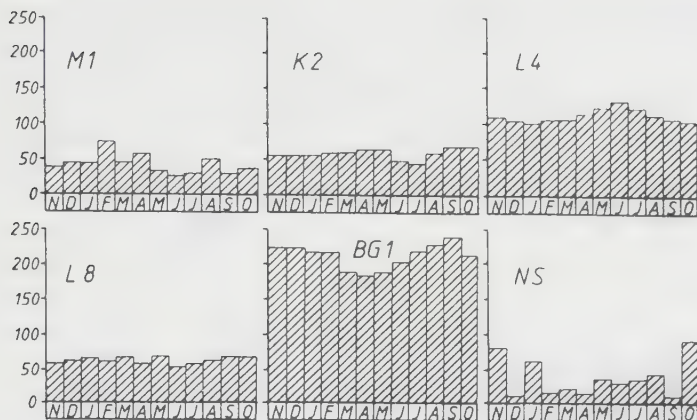


Abb. 21: Leitfähigkeitswerte in mikroS

Eine Vergleichsmessung an Quellen aus penninischen Gesteinen ergab eine Leitfähigkeit von 400 mikroS. Die Meßwerte sind für die Quellen relativ konstant, nur bei den Niederschlägen treten einige Spitzen auf.

Der Gehalt an gesamten gelösten Bestandteilen in mg/l schwankt zwischen 40 (M1) und 200 (BG1), die Quellen gehören damit zu den niedrig mineralisierten Wässern.

Die Höhe der Leitfähigkeit wird auch mitbestimmt durch die geologischen Gegebenheiten. Ein Vergleich der geologischen Karte (Abb. 6) mit der Leitfähigkeitskarte (Abb. 22) zeigt, daß die höchsten Werte im NW des Gebietes auftreten, wo penninische Kalkglimmerschiefer und Quarzphyllite anstehen. Der Brixener Granit im S bewirkt ebenfalls eine erhöhte Leitfähigkeit gegenüber den Gneisen des Ostalpins, die die niedrigsten Werte aufweisen. Die punktuell im Altkristallin vorhandenen Spitzenwerte sind auf die im Nord-Block eingeschalteten granodioritischen Intrusivstöcke (Kammerschien, Winnebach) zurückzuführen, die sich durch eine höhere Leitfähigkeit des Wassers als in den umgebenden Gneisen bemerkbar machen. Eine positive Auswirkung auf die Leitfähigkeit haben außerdem die im Nord-Block in den Paragneisen auftretenden Marmorzüge.

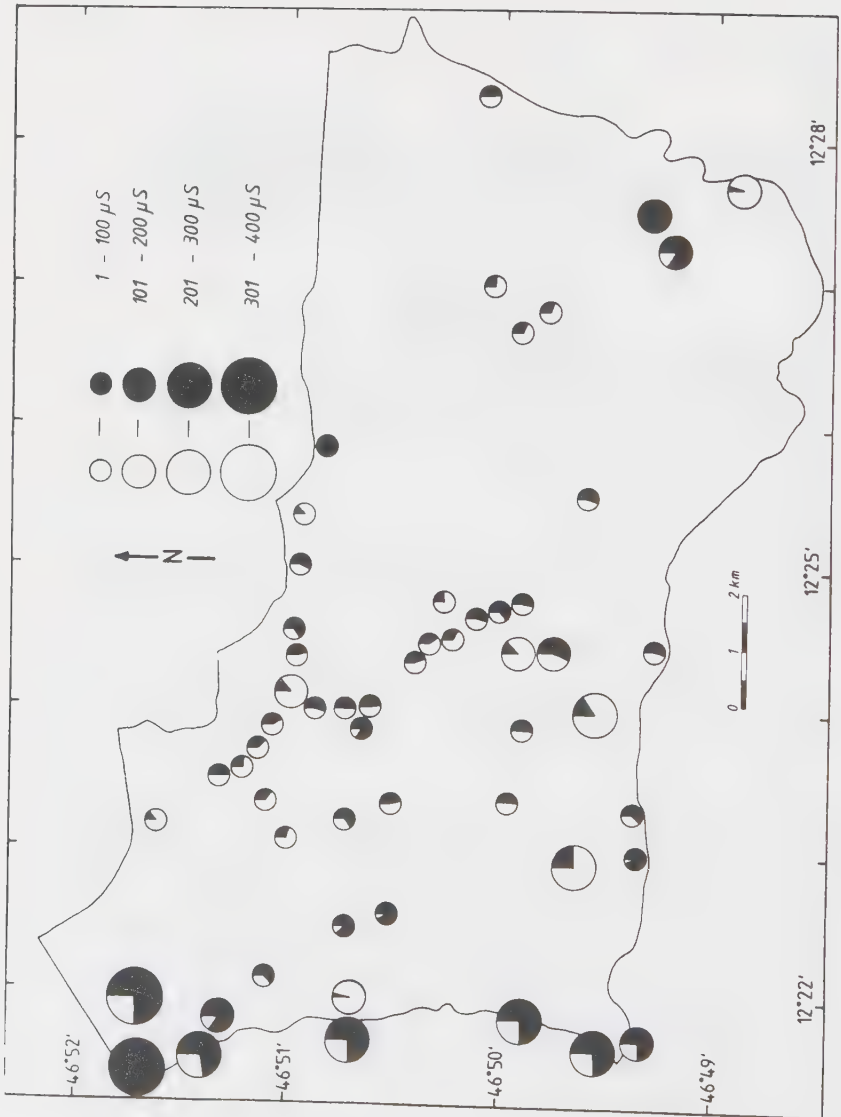


Abb. 22: Leitfähigkeitskarte

4.5. pH-Wert

Der pH-Wert als Anzeichen für Basizität oder Acidität des Wassers reicht für natürliche Gewässer von ungefähr 4 bis 8; in Mooregebieten können auch Werte unter 4 auftreten. Die im Gelände bei der Probennahme gemessenen pH-Werte schwanken für alle Quellen zwischen 5,3 und 6,5 (Abb. 23), die Niederschläge liegen mit 5,0 - 5,5 etwas darunter. Der tiefste für den Niederschlag ermittelte Wert - außerhalb der Probenperiode - lag bei 4,3.

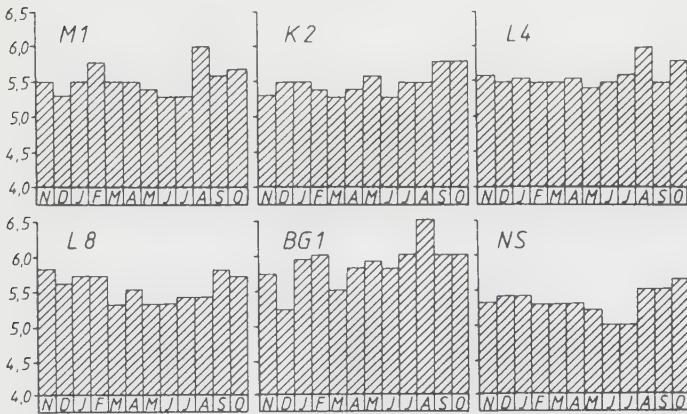


Abb. 23: pH-Werte der Quellen und des Niederschlags

Als langjähriges Mittel wird von WINKLER (1982) ein pH-Wert von 4,2 für den Niederschlag in Mitteleuropa angegeben. Dies entspricht ungefähr dem niedrigsten der gemessenen Werte, während die anderen Meßdaten für den Niederschlag mehr auf eine unbeeinflusste Atmosphäre hinweisen (natürlicher pH-Wert 5,6). Vereinzelt pH-Messungen, die an stehenden Gewässern gemacht wurden, ergaben Werte von 5,7 - 5,9, bei Quellen aus sumpfigen oder anmoorigen Gebieten gingen sie auf 3,5 - 4 zurück (GP 18).

4.6. Härte

Die Gesamthärte setzt sich aus Karbonat- und Nichtkarbonathärte zusammen; sie ist vom Gehalt an Erdalkaliionen abhängig. Bedingt durch den niedrigen Lösungsinhalt der Wässer ist auch die Härte gering. Sie liegt für Gneis- und Quartärwässer sowie den Niederschlag im Bereich des sehr weichen Wassers bis 4°d (= Grad deutscher Härte). Quellen im Granit besitzen aufgrund des höheren Ionengehaltes eine Härte zwischen 5 und 6, sie zählen damit zum weichen Wasser (Abb. 24).

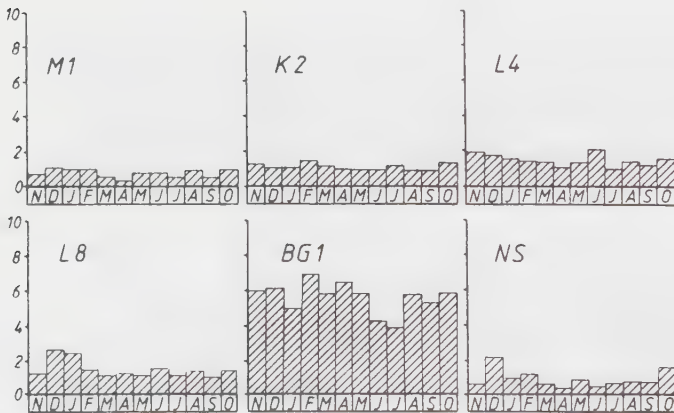


Abb. 24: Gesamthärte der Quellen und des Niederschlags in Grad deutscher Härte

Deutlich härter ist das Grundwasser in penninischen Gesteinen durch deren höheren Gehalt an Ca-Ionen. Zum Vergleich untersuchte Proben ergaben eine Gesamthärte von 10 - 12°d, was einem mittelharten Wasser entspricht. Die unterschiedliche Lage der einzelnen Gewässerproben im Härtedreieck nach SCHWILLE (1957) zeigt Abb. 25. Deutlich ist auch hier der unterschiedliche Chemismus, ausgedrückt durch die verschiedene Härte der drei großen Gesteinseinheiten, zu erkennen.

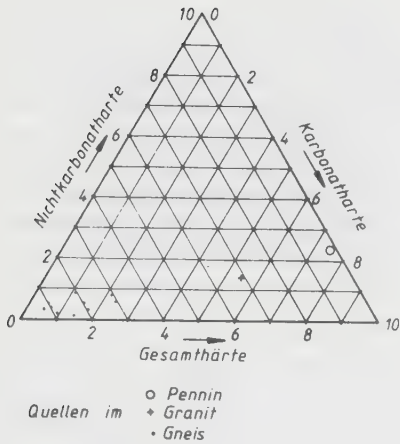


Abb. 25: Härtedreieck nach SCHWILLE

4.7. Radioaktivität

Die Werte für die Radioaktivität der Quellwässer schwanken sehr stark (Abb. 26); eine eindeutige jahreszeitliche Abhängigkeit ist nicht zu erkennen. Die Niederschläge weisen durchwegs die niedrigste Anzahl von Impulsen auf.

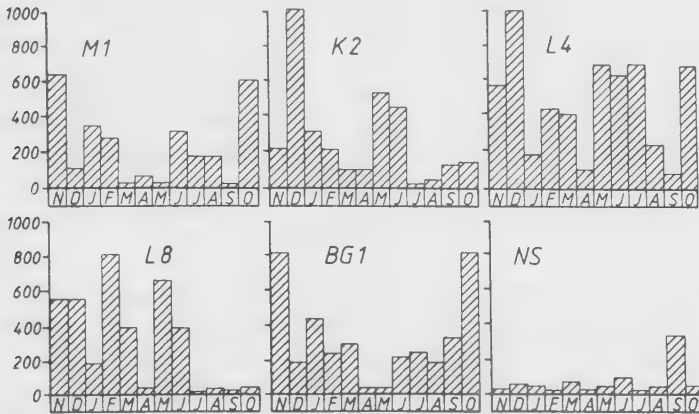


Abb. 26: Radioaktivität der Quellen und des Niederschlags in Impulse/l x min

4.8. Sauerstoff- und CO_2 -Gehalt

Stichprobenartig wurden während der Probennahme und bei weiteren Geländebegehungen Messungen des Sauerstoffgehaltes durchgeführt. Sie lieferten für Quellen und fließende Gewässer Werte zwischen 14 und 18 mg/l und für stehende Gewässer ca. 20 mg/l. Da der Gehalt an O_2 in Seen und Fließwässern sowohl im Tag-Nacht-Rhythmus als auch jahreszeitlich wechselt, können diese Daten nur als grobe Richtwerte betrachtet werden. Nach der WHO sollten im Grundwasser mindestens 5 mg/l und in Oberflächenwässern 2 mg/l O_2 vorhanden sein.

Der CO_2 -Gehalt im Niederschlag erreicht maximal 10 mg/l, die Gneis- und Quartärwässer enthalten 20 - 40 mg/l. Bei Quellen im Granit steigen die Werte auf 80 - 100 mg/l. an. Aufgrund des geringen Lösungsinhaltes der Gewässer ist die Kohlensäure zum größten Teil aggressiv.

4.9. Kieselsäure (SiO_2)

Der Kieselsäuregehalt im Grundwasser ist weitgehend auf den Quarzanteil des durchflossenen Gesteins zurückzuführen. Deshalb weisen Oberflächenwässer und der Niederschlag nur sehr niedrige Werte auf (2 - 5 mg/l). In natürlichen Wässern beträgt die SiO_2 -Konzentration zwischen 1 und 30 mg/l mit einem Mittelwert von ca. 17 (MATTHESS 1973). Quellwasser aus Moränenmaterial (M1) enthält ebenfalls wenig SiO_2 mit durchschnittlich 3,8 mg/l. Die anderen Quellen aus Gneis und Granit liegen erheblich darüber: L8 17,7 mg/l, BG1 26,4 mg/l und L4 27,8 mg/l. So hohe Werte sind insbesondere für sehr weiche Wässer typisch. Tolerierbar sind Gehalte bis zu 52 mg/l (HÜTTER 1984).

4.10. Kaliumpermanganat-Verbrauch (KMnO_4 -Verbrauch)

Der KMnO_4 -Verbrauch zur Bestimmung der Oxidierbarkeit von Gewässern ist ein Maß für den Inhalt an organischer Substanz. Diese Methode ist jedoch lediglich für nicht oder nur sehr schwach belastete Gewässer - z. B. oligotrophe Seen oder Grundwasser - geeignet, da KMnO_4 nicht alle im Wasser vorkommenden organischen Stoffe zu oxidieren vermag (z. B. Chlorkohlenwasserstoffe). Für die gegebenen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet erwies sich die Analysengenaugkeit je-

doch als ausreichend. Nach den DEV beträgt der KMnO_4 -Verbrauch von Grund- und Quellwässern 3 - 8 mg/l und von reinen Oberflächenwässern 8 - 12 mg/l. Bei Moorwasser kann der Verbrauch bis auf 350 mg/l ansteigen, dies ist jedoch auf die natürliche Verunreinigung durch Humate zurückzuführen. Belastete Flüsse weisen Werte bis zu 150 mg/l auf. Der Grenzwert für Trinkwasser ist auf 12 mg/l festgesetzt.

Wie Tab. 15 zeigt, liegen die Werte für die untersuchten Quellen alle unter dieser Grenze, wobei L4 dem Wert jedoch ziemlich nahe kommt.

Tab. 15: Kaliumpermanganatverbrauch in mg/l

Proben-Nr.	BG1	L4	K2	L8	M1	RF1	BG2
KMnO_4 -Verbr.	6.6	10.3	4.0	2.2	3.1	6.6	30.3

5. Inhaltsstoffe des Wassers

5.1. Hauptelemente

5.1.1. Natrium und Kalium (Na, K)

Natrium und Kalium sind ungefähr gleich häufig in den Magmatiten und Metamorphiten vertreten und werden durch die Verwitterung aus ihnen freigesetzt; der Kaliumanteil im Grundwasser ist jedoch in der Regel niedriger als der Natriumgehalt. Dies ist darauf zurückzuführen, daß Kalium gegenüber Natrium - obwohl beide Bioelemente sind - eine größere Bedeutung für die Pflanzen besitzt, und die Böden eine höhere Adsorptionsfähigkeit in bezug auf Kalium aufweisen.

Auch in den beprobten Quellen sind die Kaliumwerte größtenteils geringer als die des Natriums (Abb. 27 und 28). Das Verhältnis Na:K schwankt zwischen 1:1 und 3-4:1, die höchsten Absolutwerte erreicht L4 mit 13,0 ppm (Na) und 8,0 ppm (K). Im Niederschlag ist der Gehalt an Natrium und Kalium mit max. 1 ppm gleichbleibend gering. Ein ausgeprägter Jahresgang ist für beide Elemente bei keiner Quelle zu erkennen; bei Na gehen jedoch im Frühsommer die Werte leicht

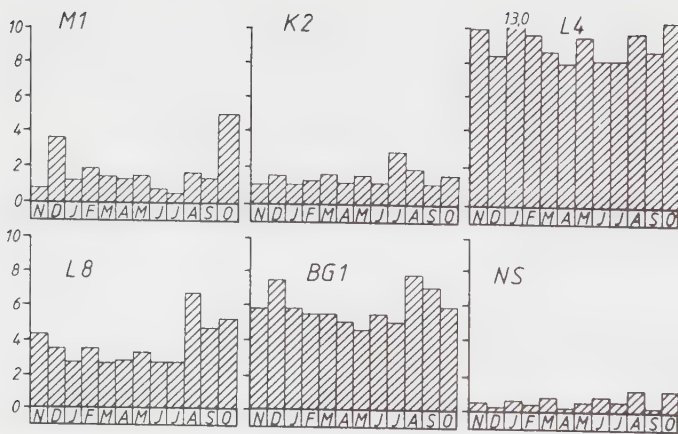


Abb. 27: Na-Gehalte in Quellen und Niederschlag in ppm

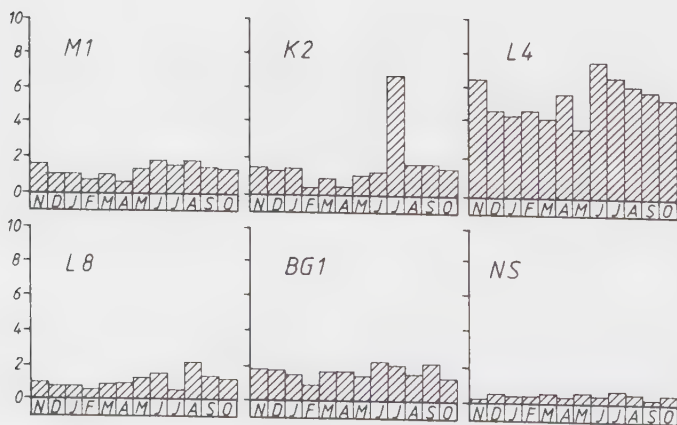


Abb. 28: K-Gehalte in Quellen und Niederschlag in ppm

zurück. Insgesamt gesehen sind die Schwankungen der Meßwerte aber sehr gering. Die Quelle L4 weist im Vergleich mit den anderen Quellwässern aus Gneisen relativ hohe Konzentrationen an Na und K auf. Dies ist wahrscheinlich eine Auswirkung der Düngung der umliegende Felder und Viehweiden.

5.1.2. Calcium und Magnesium (Ca, Mg)

Calcium und Magnesium sind unterschiedlich stark am Gesteinsaufbau beteiligt (Tab. 14), dementsprechend sind auch ihre Gehalte im Grundwasser verteilt. Wie Na und K sind sie biophile Elemente und für den menschlichen Organismus sehr wichtig. Die höchsten Ca- und Mg-Werte weist die Quelle im Granit (BG1) auf mit durchschnittlich 28 ppm (Ca) bzw. 6 ppm (Mg); bei den übrigen Quellen liegen die Konzentrationen im Schnitt bei 5 ppm für Calcium und 1 - 2 ppm für Magnesium. Einen noch niedrigeren Gehalt besitzen die Niederschläge mit 0,5 - 1 ppm (Abb. 29 und 30).

Ähnlich wie bei Natrium und Kalium sind auch für Ca und Mg keine größeren jahreszeitlichen Unterschiede in der Konzentration festzustellen; bei den Quellen steigen im Frühsommer die Werte jedoch leicht an. Am ausgeprägtesten ist dies bei L4 zu erkennen.

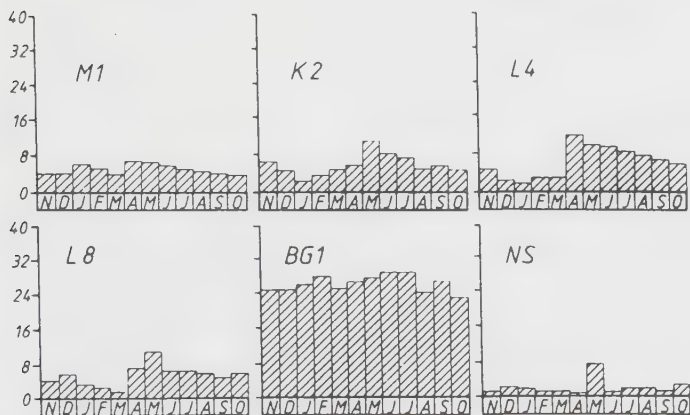


Abb. 29: Ca-Gehalte in Quellen und Niederschlag in ppm

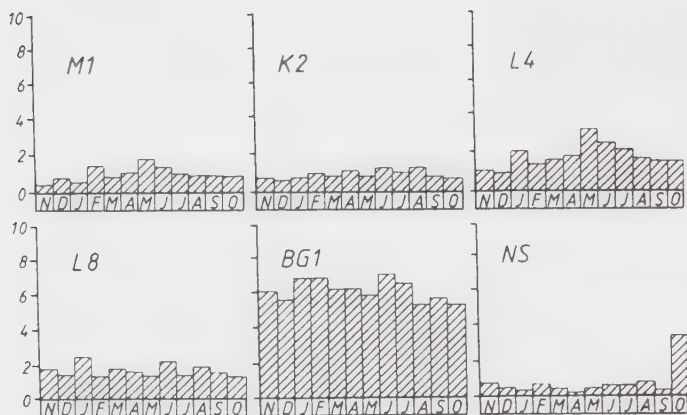


Abb. 30: Mg-Gehalte in Quellen und Niederschlag in ppm

Magnesium verleiht dem Grundwasser in höheren Konzentrationen einen etwas bitteren Geschmack ("Bitterwasser"), die Grenze von 100 ppm wird jedoch in allen Quellen weit unterschritten. Für Ca ist im Trinkwasser kein Grenzwert festgelegt.

5.1.3. Chlorid (Cl)

Der Gehalt an Cl-Ionen ist in Magmatiten und Metamorphiten sehr gering. Das Grundwasser in Gebieten, die aus diesen Gesteinen aufgebaut sind, erhält das Chlorid zumeist atmosphärisch aus den Niederschlägen. Cl ist ein zyklisches Ion und wird beim Übergang Sickerwasser - Grundwasser kaum adsorbiert; es ist deshalb auch ein guter Verschmutzungsindikator. Die Werte für normales Trinkwasser liegen zwischen 10 und 30 ppm, im Niederschlag ist die Cl-Konzentration abhängig von der Entfernung zum Meer. In Küstengebieten kann sie bis zu 20 ppm betragen, sie nimmt zum Binnenland hin jedoch rasch ab und sinkt im Alpengebiet bis auf durchschnittlich 1 ppm (RICHTER & LILLICH 1975).

In den untersuchten Niederschlagsproben schwankt der Cl-Gehalt zwischen 0,5 und 4 ppm. Bei den Quellen zeigen die drei am höchsten gelegenen (M1, K2, L8) einen ähnlichen und gleichmäßigen Jahresgang mit nur geringen Schwankungen um einen Mittelwert von 1,5 - 2 ppm (Abb. 31).

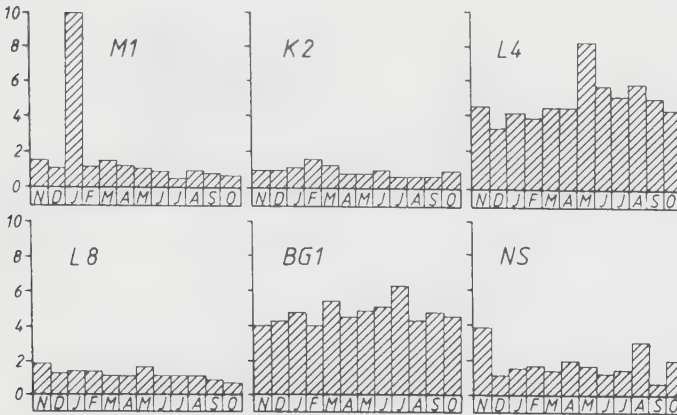


Abb. 31: Cl-Gehalte in Quellen und Niederschlag in ppm

Der Januar-Peak bei M1 ist auf Kontamination durch Viehsalz zurückzuführen, das als Vorsichtsmaßnahme gegen das Einfrieren verwendet wurde, da M1 zur Wasserversorgung einer Hütte dient. BG1 und L4 weisen deutlich höhere Werte auf als die übrigen Quellen, die Schwankungen sind geringfügig größer. Bei beiden Quellen ist aufgrund der Lage eine Beeinträchtigung durch Düngung oder andere anthropogene Verunreinigungen nicht auszuschließen. Trotzdem liegen sämtliche ermittelten Werte für alle Quellwässer weit unter dem Trinkwassergrenzwert von 350 ppm bzw. unter der Geschmacksgrenze von 100 ppm (RICHTER & LILLICH 1975).

5.1.4. Sulfat (SO_4)

Ähnlich wie Chlorid ist auch Sulfat in natürlichen Wässern der Kristallingebiete nur in geringen Konzentrationen (10 - 30 ppm) vorhanden. Es wird dem Wasserkreislauf hauptsächlich

durch die Niederschläge zugeführt, die in unbelasteten Gegenden bis 15 ppm, in Industriegebieten jedoch mehr als 400 ppm enthalten können. Die Quellen zeigen für das Sulfat verschiedenes Verhalten (Abb. 32).

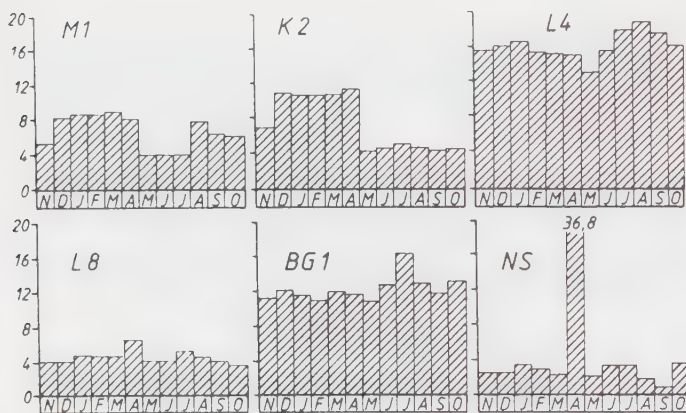


Abb. 32: SO_4 -Gehalte in Quellen und Niederschlag in ppm

L8 weist einen relativ gleichmäßigen Verlauf mit durchschnittlich 5 ppm auf, bei M1 und K2 steigen in den Wintermonaten die Werte (8 - 10 ppm) gegenüber den Sommermonaten (5 - 6 ppm) etwas an. BG1 und L4 zeigen demgegenüber gleichbleibende Gehalte im Winter (im Schnitt 12 bzw. 16 ppm) und ein leichtes Maximum im Sommer mit 16 bzw. 18 ppm. Bei den beiden letzten Quellen ist eine Parallele zum Chlorid festzustellen, die wahrscheinlich wiederum auf landwirtschaftliche Verunreinigungen zurückzuführen ist. Die Niederschläge enthalten weniger Sulfat als die Quellen mit durchschnittlich 4 ppm bis auf einen Peak im Mai mit 36,8 ppm. Die Sulfatbelastung des Niederschlags ist geringer als z. B. am Alpennordrand. Der Grenzwert für Trinkwasser mit 250 ppm wird in keiner Quelle erreicht, sondern stets weit unterschritten.

5.1.5. Hydrogenkarbonat (HCO_3)

Die Konzentration der Hydrogenkarbonat-Ionen im Grundwasser ist nicht so sehr vom Niederschlag als vielmehr von der Verweildauer des Sickerwassers in den oberen Bodenschichten abhängig, da in der Porenluft des Bodens 5 - 8 Vol.-% CO_2 vorhanden sind gegenüber nur 0,03 Vol.-% in der Atmosphäre. Deshalb ist auch - v. a. im Hochgebirge - die Bodenzusammensetzung und -struktur sowie die Vegetation von Bedeutung. Ein weiterer wichtiger Faktor ist der pH-Wert des Wassers. Bei den untersuchten Quellen schwankt er zwischen 5,5 und 6,5, so daß für das Verhältnis $\text{H}_2\text{CO}_3:\text{HCO}_3$ Werte von 85:15 bis 50:50 zu erwarten sind (MATTHESS 1973). Der Gehalt an Hydrogenkarbonat-Ionen ist dann auch fast analog zu dem an CO_2 . Gneis- und Quartärwässer enthalten im Schnitt 30 - 40 ppm, der Kurvenverlauf ist bei diesen Quellen sehr ausgeglichen. Für BG1 steigt die HCO_3 -Konzentration auf ungefähr das 3-fache dieser Werte an (Abb. 33); es ist hier ein ausgeprägtes Minimum im Frühjahr zu beobachten, das bei den übrigen Quellen nicht auftritt. Im Niederschlag sind am wenigsten HCO_3 -Ionen vorhanden mit durchschnittlich 16 ppm.

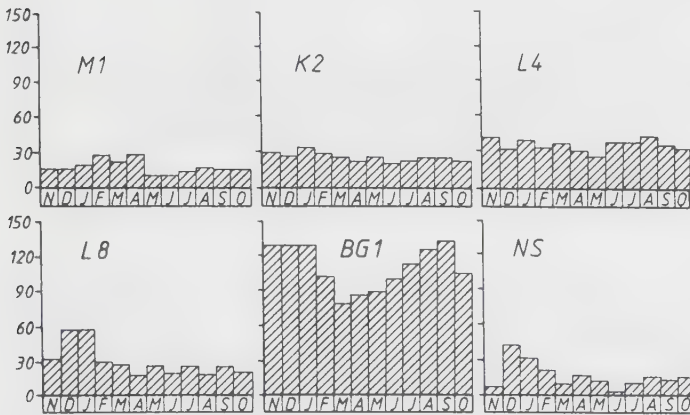


Abb. 33: HCO_3 -Gehalte in Quellen und Niederschlag in ppm

5.1.6. Nitrat (NO_3)

Der Nitratgehalt des Grundwassers stammt normalerweise aus den Niederschlägen; er bewegt sich in natürlichen Wässern zwischen 0,5 und 20 ppm. Bei Verschmutzungen, die landwirtschaftlichen Ursprungs sind, können auch Werte bis zu 4000 ppm erreicht werden (HÜTTER 1984). Die natürliche Belastung des Niederschlages mit Nitrat beträgt zwischen 0,3 und 12 ppm, gelegentlich treten auch höhere Konzentrationen auf. In den untersuchten Niederschlagsproben liegen die Werte stets unter 8 ppm, im März und im Mai steigen sie jedoch auf 182 bzw. 113 ppm an (Abb. 34).

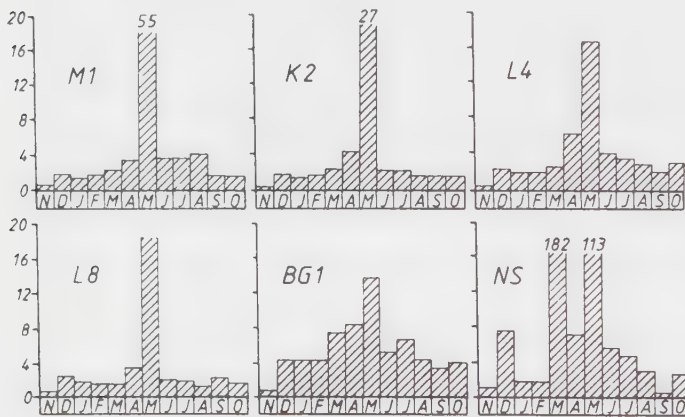


Abb. 34: NO_3 -Gehalte in Quellen und Niederschlag in ppm

Ein Vergleich der Ganglinien des Niederschlages und der Quellen zeigt einen eindeutigen Zusammenhang. Eine Erhöhung des Nitratwertes im Niederschlag bringt bei allen untersuchten Quellen ebenfalls einen Anstieg, wobei sich in diesem speziellen Fall wahrscheinlich die beiden März/Mai-Peaks des Niederschlags summieren und zu einer drastischen Steigerung der Werte im Mai bei den Quellen führen. Dies bedeutet, daß Nitrat im Boden - ähnlich wie Chlorid und Sulfat - fast überhaupt nicht zurückgehalten wird. Die am höchsten gelegene Quelle M1 weist den größten Peak auf, der dann bei den

übrigen Quellen mit abnehmender Höhe in der Reihenfolge K2 -> L8 -> L4 -> BG1 ebenfalls zurückgeht (Abb. 34). Dies zeigt wiederum, daß der Chemismus von M1 sehr stark von den Niederschlägen geprägt wird, wie es auch schon die Temperatur- und Leitfähigkeitsmessungen angedeutet haben. Mit der Abnahme der Quelhöhe einher geht jedoch auch eine Zunahme der Überdeckung, so daß sich die geringe Filterwirkung des Bodens nach unten zu etwas verstärkt. Die durchschnittlichen Nitratgehalte der Quellen (ohne Extrema) betragen für M1, K2, L4 und L8 2 - 3 ppm und für BG1 ca. 6 ppm. Der Grenzwert für Trinkwasser mit 90 ppm wird in den untersuchten Quellen nie überschritten.

5.2. Neben- und Spurenelemente

5.2.1. Nitrit und Ammonium (NO_2 , NH_4)

Beide Stickstoffverbindungen sind in unverschmutztem Wasser nicht oder nur in Spuren vorhanden (NO_2 bis max. 0,001 ppm). Ihr Auftreten zeugt demnach von Verunreinigung durch die Landwirtschaft oder durch andere Abwässer. In den untersuchten Wasserproben werden - mit einer Ausnahme - die Nachweisgrenzen von 0,025 ppm für NO_2 bzw. 0,5 ppm für NH_4 nie erreicht, lediglich BG2 weist mit 0,25 ppm NO_2 und 2 ppm NH_4 deutlich erhöhte Werte auf (vgl. auch KMnO_4 -Verbrauch). Diese hohen Gehalte sind auf Auswaschung aus den umliegenden Feldern und Wiesen, die häufig gedüngt werden, zurückzuführen. Alle Quellwässer liegen weit unter dem Grenzwert für Trinkwasser, der für Nitrit 0,25 ppm und für Ammonium 0,5 ppm beträgt.

5.2.2. Phosphat und Fluorid(PO_4 , F)

Der Phosphatgehalt natürlicher, unbelasteter Gewässer ist max. 0,1 ppm. In den untersuchten Quellwässern und Niederschlägen konnte Phosphat nicht nachgewiesen werden (Nachweisgrenze 1 ppm). Dies ist einmal darauf zurückzuführen, daß das Angebot an Phosphat-Ionen in den Gesteinen und im Niederschlag sehr gering ist, zum anderen wird Phosphat in den Bodenschichten sehr stark fixiert.

Fluorid ist als Spurenelement wichtig für den menschlichen Organismus, der Gehalt im Trinkwasser darf jedoch 1,5 ppm nicht überschreiten. Im Untersuchungszeitraum wurden an den Quellwässern vereinzelt Fluoridkonzentrationen gemessen; es ergaben sich im Durchschnitt Werte zwischen 0,4 ppm (K2) und 0,73 ppm (BG1).

5.2.3. Barium und Strontium (Ba, Sr)

Barium und Strontium sind v. a. in den Magmatiten relativ häufig anzutreffen (Tab. 14), im Grundwasser liegt ihr Gehalt jedoch nur im Spurenbereich bis max. 1 ppm. Dies ist bedingt durch die niedrige Löslichkeit und die geringe geochemische Beweglichkeit. Bei den untersuchten Quellen hat BG1 die höchsten Sr-Konzentrationen aufzuweisen mit durchschnittlich 50 ppb, dann folgen L4 (44 ppb) und L8 (31 ppb). M1 und K2 enthalten im Schnitt nur ca. 20 ppb Sr, hier sind aber die Schwankungen innerhalb eines Jahres bedeutend geringer als bei den drei anderen Quellen. Die Sr-Werte im Niederschlag schwanken zwischen 10 und 50 ppb (Abb. 35); dies entspricht nur ungefähr 10 % des Bariumgehaltes (Abb. 36).

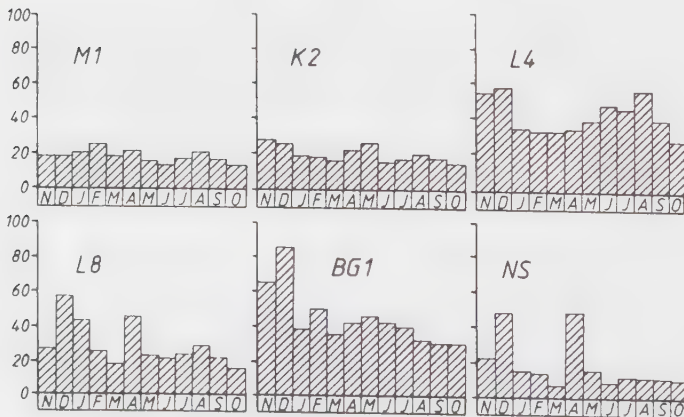


Abb. 35: Sr-Gehalte in Quellen und Niederschlag in ppb

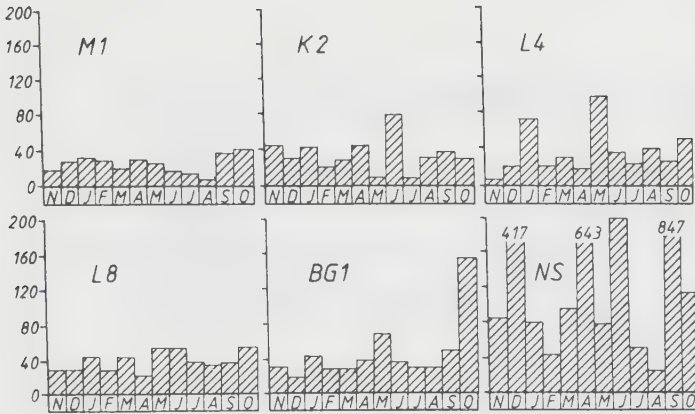


Abb. 36: Ba-Gehalte in Quellen und Niederschlag in ppb

Die Unterschiede der Ba-Konzentration für die einzelnen Monate sind bei den Niederschlägen überaus groß; die Werte reichen von 20 bis 847 ppb. Direkte Auswirkungen wie bei Nitrat sind mit zeitlicher Verzögerung und stark gedämpft nur bei L4 und sehr schwach bei BG1 und K2 zu erkennen. Relativ gleichmäßige Kurven zeigen M1 und L8 mit Durchschnittsgehalten um 20 bzw. 30 ppb. Die große Differenz der Ba-Werte zwischen Niederschlag und Quellwasser beruht größtenteils auf der hohen Bindungsfähigkeit des Bariums im Boden. Die für den Menschen gefährliche Dosis liegt bei 600 ppm Ba, sie wird in den Quellen stets weit unterschritten.

5.2.4. Aluminium (Al)

Aluminium ist eines der häufigsten Elemente in der Erdkruste, im Grundwasser sind jedoch in der Regel nur Gehalte bis max. 1 ppm vorhanden, Meerwasser enthält ca. 1 ppb (MERIAN 1984). Die beprobten Quellen weisen zu Beginn des Untersuchungszeitraumes erhöhte Werte auf, v. a. M1, L8 und BG1 (Abb. 37); die Gehalte gehen jedoch im weiteren Verlauf auf einen deutlich niedrigeren Durchschnittswert zurück (ca. 20 ppb).

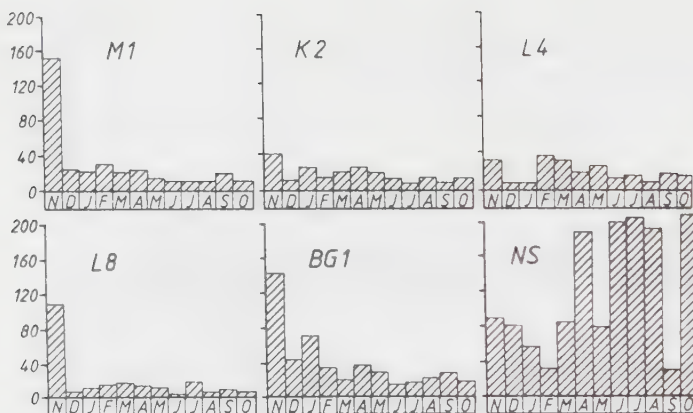


Abb. 37: Al-Gehalte in Quellen und Niederschlag in ppb

Den relativ ausgeglichenen Quellkurven stehen die Niederschläge gegenüber, die große Schwankungen zwischen 40 und 200 ppb aufweisen. Ähnlich wie Barium wird auch Aluminium sehr stark im Boden zurückgehalten, wo es beständige Verbindungen bildet; es ist zudem sehr verwitterungsresistent. Bei pH-Werten unter 4 werden allerdings Al-Ionen, die schädlich für Pflanzen sind, freigesetzt und diese können dann durch Ausschwemmung auch ins Grundwasser gelangen. Aluminium wird für den Menschen als nicht gefährlich angesehen, bei Fischen treten bei Konzentrationen um 0,1 ppm stark toxische Anzeichen auf. Die EG-Norm für Trinkwasser schreibt für Aluminium eine zulässige Höchstkonzentration von 0,2 ppm vor; sie wird in allen Quellen deutlich unterschritten.

5.2.5. Eisen (Fe)

Eisen ist nach Aluminium das wichtigste am Gesteinsaufbau beteiligte Metall (Tab. 14), seine geochemische Mobilität ist jedoch eher gering; so enthält Flußwasser im Mittel 0,67 ppm und Meerwasser nur 0,4 - 3 ppb (MERIAN 1984). Im Grundwasser ist Eisen normalerweise nur in Spuren anzutreffen, bei Sauerstoffmangel können jedoch auch erhöhte Werte bis 10

ppm auftreten (reduzierte Grundwässer). Die Wasserproben zeigen für die Untersuchungsperiode sehr verschiedene Konzentrationskurven (Abb. 38).

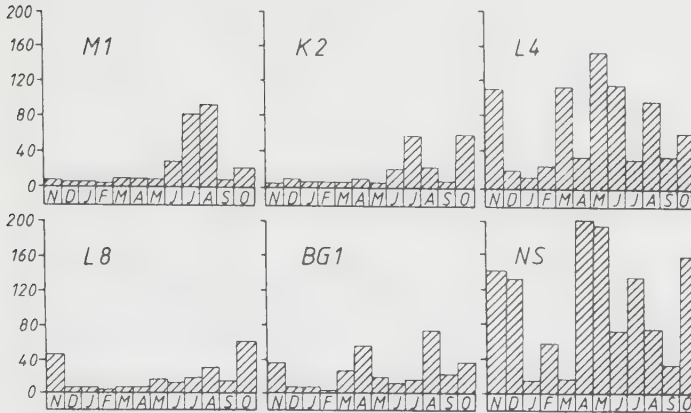


Abb. 38: Fe-Gehalte in Quellen und Niederschlag in ppb

Die Niederschläge weisen wieder starke Schwankungen zwischen 20 und 200 ppb auf; ähnlich ist es bei L4, das Hauptmaximum im Sommer ist hier jedoch gegenüber den Niederschlägen zeitlich etwa um einen Monat versetzt, und die Extremwerte sind geringfügig reduziert (bis max. 160 ppb). Der April/Mai-Peak im Regenwasser tritt auch bei den anderen Quellen als Konzentrationszunahme auf, er ist aber doch deutlich niedriger und noch später (Juli/August) als bei L4. Die Intensität nimmt in der Reihenfolge M1 > BG1 > K2 > L8 ab, bei BG1 ist noch ein zusätzlicher Anstieg im April zu beobachten. Die ausgeglichenste Kurve zeigt L8. Im Jahresdurchschnitt enthalten die Niederschläge 116 ppb, L4 86 ppb und die übrigen Quellen 27 - 38 ppb. Der Unterschied zwischen dem Fe-Gehalt im Niederschlag und im Quellwasser deutet darauf hin, daß das Eisen im Boden gebunden wird; wahrscheinlich geschieht dies durch komplexe organische Verbindungen. Eisen ist ein biophiles Element und wichtig für alle Lebewesen, ein zu hoher Anteil im Wasser ist jedoch für Menschen (ab 200 ppm) und Pflanzen (ab 10 ppm) schädlich. Die Angaben

für den zulässigen Höchstwert im Trinkwasser schwanken zwischen 150 ppb (WHO) und 300 ppb (USA). Bei höheren Konzentrationen tritt ein eigenartiger metallischer Geschmack und Trübung durch Hydrolyse auf. Ein neuerer Vorschlag einer WHO-Studiengruppe befürwortet einen Grenzwert von 100 ppb für Trinkwasser. L4 erreicht oder überschreitet teilweise diese Konzentration, die übrigen Quellen liegen weit darunter.

5.2.6. Mangan (Mn)

Mangan kommt in der Natur nur in sehr geringen Mengen vor, der durchschnittliche Mn-Gehalt der Erdkruste beträgt ca. 0,1 %. Die niedrigen Konzentrationen im Meerwasser (0,03 ppb) und Grund- bzw. Quellwasser (0,2 - 8 ppb) im Gegensatz zu dem Gehalt im Boden (im Mittel 560 ppm) deuten seine geringe Verlagerbarkeit an (MERIAN 1984). Dies wird auch sichtbar bei einem Vergleich der Jahresganglinien des Niederschlags und der Quellen (Abb. 39).

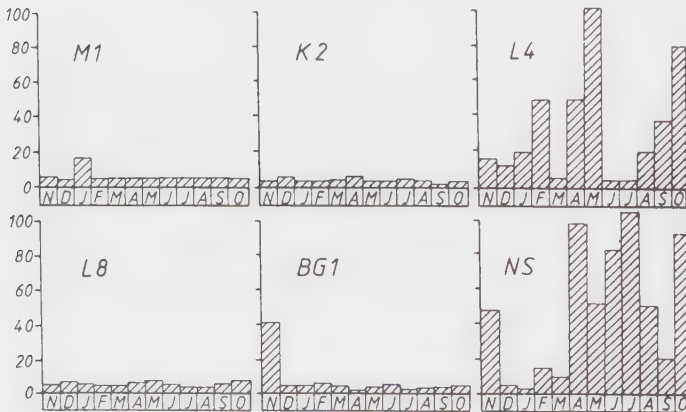


Abb. 39: Mn-Gehalte in Quellen und Niederschlag in ppb

Ähnlich wie bei Eisen schwanken die Werte für L4 und den Niederschlag stark (5 - 100 ppb), während die übrigen Quellen einen sehr ausgeglichenen Kurvenverlauf aufweisen. Die

Konzentration beträgt dabei für M1, K2 und L8 im Schnitt 3,5 ppb, für BG1 6,5 ppb. Auffallend ist bei diesen vier Quellen, daß auch bei einem erhöhten Angebot an Mangan keine Extrema im Kurvenverlauf auftreten, wie dies bei Eisen der Fall ist. Das bedeutet, daß Mangan stärker in den oberen Bodenschichten fixiert wird als Eisen. Zudem ist Mangan als essentielles Spurenelement wichtig für alle Lebewesen und kann v. a. in Pflanzen stark angereichert sein. Für Trinkwasser wird ein Grenzwert von 50 ppb angegeben, der nur von L4 überschritten wird. Die hier gemessenen Konzentrationen sind jedoch unbedenklich, da Mangangehalte in dieser Größenordnung nicht toxisch sind und auch größere Überdosen ohne Schaden vertragen werden.

5.2.7. Zink (Zn)

Obwohl Zink in den Magmatiten und Metamorphiten nur einen relativ geringen Stellenwert besitzt, ist es doch ein weit verbreitetes und komplexes Schwermetall und kommt in nahezu allen Gewässern in meßbaren Konzentrationen vor (Meerwasser 1 - 27 ppb, Grundwasser 10 - 20 ppb, Leitungswasser bis 5 ppm). Die Ganglinien der einzelnen Proben zeigen für Zink einen völlig anderen Verlauf als z. B. für Eisen oder Mangan. Während die Niederschläge sonst starke Schwankungen aufweisen, sind die Werte für Zink ziemlich gleichmäßig mit einem Jahresdurchschnitt von 15 ppb; nahezu parallel verläuft die Kurve von L4 (Abb. 40).

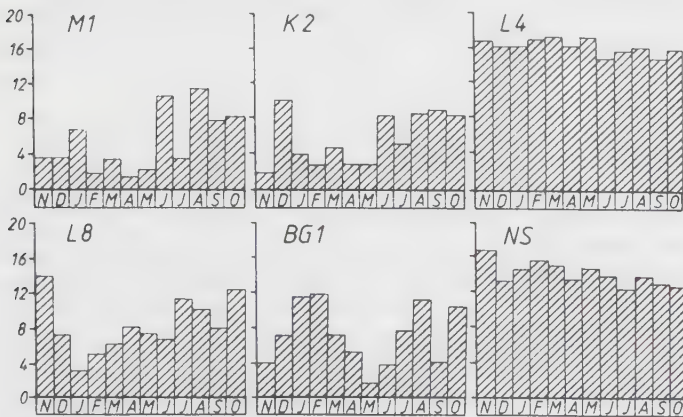


Abb. 40: Zn-Gehalte in Quellen und Niederschlag in ppb

Im Gegensatz dazu schwankt der Zn-Gehalt bei den übrigen vier Quellen zwischen 2 und 14 ppb mit einem Minimum im Winter (L8) bzw. Frühjahr (M1, Ks, BG1); der Mittelwert liegt für M1 und K2 bei 6 ppb, für die anderen bei 8 ppb (L8) und 9 ppb (BG1).

Diese variierenden Werte bei den Quellen weisen darauf hin, daß nur ein Teil des Zinkeintrages durch die Niederschläge in den obersten Bodenschichten zurückgehalten wird, während der Rest als mobile Phase in der Bodenlösung vorliegt. Zink ist demzufolge ein geochemisch wesentlich aktiveres Element als die anderen Schwermetalle. Es kann Eisen und Magnesium in den Silikatgittern der Tonminerale (Montmorillonit-Gruppe) ersetzen und wird unter sauren Bedingungen (pH-Wert unter 6) aufgrund erhöhter Löslichkeit schnell aus dem Boden ausgewaschen und gelangt damit ins Grundwasser. Zink ist jedoch ein essentielles Spurenelement, das beim Menschen selbst in hohen Konzentrationen keine toxische Wirkung hervorruft; es wird im Gegenteil viel öfter ein Zn-Mangel beobachtet. Pflanzen dagegen vertragen nur max. 400 ppm Zn, für Fische liegt der Grenzwert noch bedeutend niedriger bei 1 - 5 ppm. Obwohl Zink für den Menschen als nicht toxisch gilt, werden für das Trinkwasser Maximalkonzentrationen festgelegt, da viele Zinkverbindungen gefährliche Beimengungen v. a. an Cadmium und Blei enthalten; zudem tritt ab 2 ppm eine leichte Trübung und Geschmacksbeeinträchtigung auf (HÜTTER 1984). Die Höchstwerte sind in den einzelnen Ländern unterschiedlich festgelegt, USA z. B. 5 ppm, BRD 2 ppm, UdSSR 1 ppm und Japan 0,1 ppm. Die WHO schlägt 5 ppm vor. Die gemessenen Zn-Gehalte liegen somit alle weit unterhalb der Grenze für Trinkwasser.

5.2.8. Kupfer (Cu)

Der Kupfergehalt in der Erdkruste ist etwas geringer als der von Zink, dennoch ist Kupfer in fast allen Gewässern, wenn auch mit entsprechend niedrigeren Konzentrationen, anzutreffen. Im Meerwasser beträgt der Durchschnittsgehalt 0,2 ppb, im Grundwasser sind bis zu 10 ppb normal. Erhöhte Werte treten nur in Vererzungszonen (Pb-Cu-Zn-Erze) oder durch anthropogene Verunreinigungen (Abwasser, Pflanzenschutzmittel) auf. Die für die einzelnen Probenreihen ermittelten Konzentrationen zeigen wieder große Unterschiede bei den Nieder-

schlagen mit Werten zwischen 2 und 50 ppb; die größten Peaks treten im April (32 ppb) und Juli (50 ppb) auf. Den durchschnittlich höchsten Cu-Gehalt bei den Quellen hat L4 mit 3,4 ppb, im April und Mai sind außerdem einzelne Spitzenwerte zu verzeichnen. Dieses kurzzeitige Ansteigen der Werte im Frühsommer ist etwas gedämpfter auch bei anderen Quellen (L8, K2, M1) zu beobachten, die ansonsten aber einen sehr ausgeglichenen Jahresgang zeigen (Mittelwert 1,1 - 1,4 ppb). BG1 weist ähnlich wie L4 einen unruhigeren Kurvenverlauf auf mit Höchstwerten im Dezember sowie April und Mai; der Durchschnitt beträgt hier 1,6 ppb (Abb. 41).

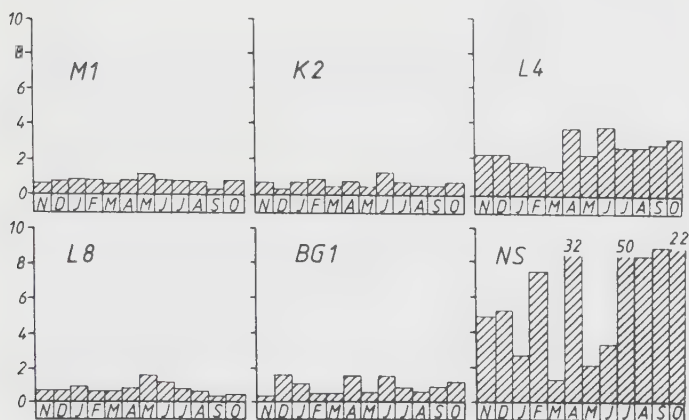


Abb. 41: Cu-Gehalte in Quellen und Niederschlag in ppb

Die gegenüber den Niederschlägen sehr geringen Cu-Gehalte der Quellen deuten darauf hin, daß Kupfer in den obersten Bodenschichten adsorbiert wird. Dies geschieht v. a. durch Bindung an Tonminerale und organische Komplexe (MERIAN 1984). Die Löslichkeit ist bei einem pH-Wert von 5 - 6 am geringsten, so daß Kupfer auch bei einer starken Anreicherung im Oberboden nicht weiter in die Tiefe verlagert wird. Es ist also ein ziemlich immobiles Schwermetall, das in normalen geringen Konzentrationen als unbedenklich eingestuft wird; Kupfer kann als essentielles Spurenelement, das für den Stoffwechsel benötigt wird, aber auch toxisch wirken.

Vor allem für Fische ist es nach Quecksilber das zweitstärkste Gift mit einer letalen Konzentration von 0,1 ppm. Für Fischereigewässer gelten deshalb nach EG-Norm 40 ppb als Höchstgrenze. Im Trinkwasser erzeugt Kupfer ab 2 ppm einen metallischen Geschmack, ab 5 ppm Cu ist das Wasser ungenießbar. Dennoch ist in der TVO kein Grenzwert festgelegt; von der WHO werden 50 ppb als Richtwert vorgeschlagen. Diese Norm wird von sämtlichen Quellen erfüllt.

5.2.9. Blei (Pb)

Blei ist in den Gesteinen der Erdkruste ungefähr in den gleichen Größenordnungen wie Zink oder Kupfer vertreten (Mittel 10 - 20 ppm), in natürlichen Gewässern ist der Gehalt jedoch um ein Vielfaches geringer. Blei ist kein lebensnotwendiges Spurenelement, in der Natur jedoch allgegenwärtig. Dies ist v. a. darauf zurückzuführen, daß die natürlichen, geogenen Konzentrationen zunehmend durch anthropogene Belastungen (Industrie, Autoverkehr) überlagert werden und sich Blei in der Umwelt anreichert, da es - wie andere Schwermetalle auch - nicht mehr abgebaut wird. Durch die seit Jahrhunderten andauernden Emissionen ist eine nahezu globale Umweltkontamination durch Blei entstanden. Im Polarschnee z. B. hat man in den obersten Schichten den 500-fachen Gehalt der natürlichen Konzentration gemessen.

Als natürliche Bleigehalte gelten: Erdkruste 10 - 20 ppm, Böden 10 - 20 ppm, Oberflächenwasser 1 - 10 ppb, Meerwasser 0,01 - 0,05 ppb und Grundwasser 1 - 60 ppb. Regenwasser in industriefernen Gebieten enthält 5 - 30 ppb, in Ballungsgebieten kann die Konzentration bis auf 1000 ppb ansteigen. Die während des Untersuchungszeitraums ermittelten Werte für den Niederschlag erreichen im Sommer ein Maximum mit 52 ppb im Juni (Abb. 42), der Durchschnitt beträgt 13 ppb. Diese erhöhten Sommerwerte können durch das höhere Verkehrsaufkommen im Sommer bedingt sein. Im Gegensatz zum Niederschlag zeigen die Quellen einen sehr ausgeglichenen Verlauf mit teilweise extrem niedrigen Werten zwischen 0,1 und 0,5 ppb, die höchsten Konzentrationen erreicht BG1 mit 1 ppb. Das hängt wahrscheinlich mit der Lage dieser Quelle dicht neben einer befahrenen Straße zusammen.

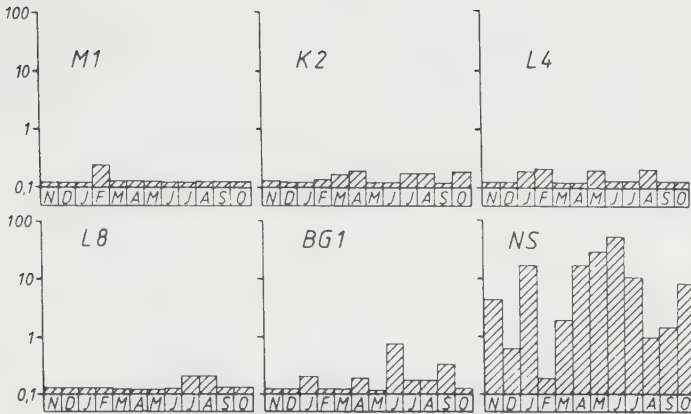


Abb. 42: Pb-Gehalte in Quellen und Niederschlag in ppb

Der große Unterschied im Bleigehalt zwischen Niederschlägen und Quellwasser läßt sich durch die geringe geochemische Beweglichkeit des Bleis erklären. Es ist bei pH-Werten über 5 im Boden sehr immobil und wird v. a. an Mn-, Fe- und Al-Oxide sowie an Tonminerale sehr stark adsorbiert; mit organischen Substanzen bilden sich metallorganische Komplexe hoher Stabilität. So erfolgt eine Pb-Verlagerung und Auswaschung nur in sehr kleinem Maße; ca. 80 % des gesamten immittierten Bleis werden in den obersten 20 cm des Bodens festgelegt, 99 % in den oberen 50 cm. Der Eintrag in den Boden erfolgt meist durch nasse Deposition aus der Atmosphäre. Die höchstzulässigen Gehalte an Blei im Trinkwasser sind nach WHO-Norm 100 ppb, in den USA, Kanada und der Schweiz 50 ppb und in der BRD 40 ppb. Die EG-Norm beträgt 50 ppb. Diese Grenzwerte werden von den gemessenen Gehalten in den Quellwässern weit unterschritten.

5.2.10. Nickel (Ni)

Nickel gehört mit zu den selteneren Schwermetallen; der mittlere Gehalt in der Erdkruste beträgt ca. 40 ppm, in Ultrabasiten können bis zu 800 ppm auftreten. Für einzelne Or-

ganismen ist Nickel ein essentielles Spurenelement, beim Menschen ist dies noch nicht sicher nachgewiesen. In den geringen, natürlich vorkommenden Konzentrationen ist auch nicht mit einer Schädigung zu rechnen. Im Meerwasser beträgt der Gehalt 1 - 6 ppb, im Flußwasser 4 - 14 ppb, im Grundwasser 1 - 6 ppb und im Regenwasser 2,5 ppb (SCHEFFER 1976). Die untersuchten Probenreihen zeigen alle einen unregelmäßigen Kurvenverlauf (Abb. 43).

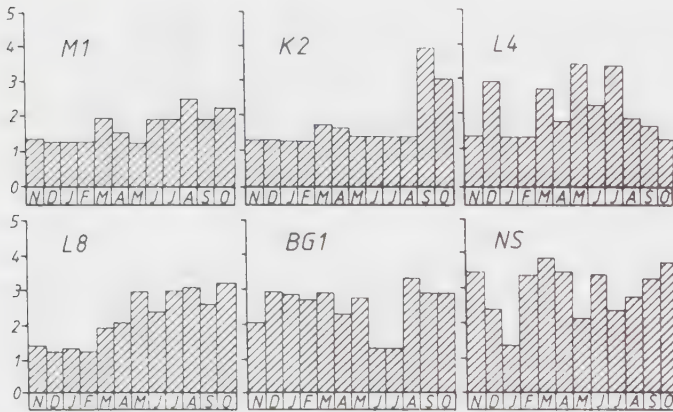


Abb. 43: Ni-Gehalte in Quellen und Niederschlag in ppb

Sowohl bei den Niederschlägen als auch bei den Quellwässern schwanken die Werte zwischen 1 und max. 4 ppb, sie liegen also im Bereich der natürlichen Gehalte. Es ist kein wesentlich verminderter Ni-Gehalt in den Quellen im Vergleich zum Regenwasser zu beobachten, wie dies für einige andere Metalle (Pb, Mn, Fe) der Fall ist. Das weist auf ein etwas indifferentes Verhalten des Nickels im Boden hin. Die Adsorption an Oxide und Tonminerale ist nicht sehr stark, zudem steigt bei pH-Werten unter 6 die Löslichkeit rapide an und damit auch die Verlagerbarkeit und Verfügbarkeit für Pflanzen. Demzufolge gelangen bei den im Boden herrschenden pH-Werten auch bereits adsorbierte Ni-Ionen relativ rasch ins Grundwasser. In allen untersuchten Proben wird die zulässige Höchstkonzentration nach EG-Norm (50 ppb) jedoch noch um den Faktor 10 unterschritten.

5.2.11. Kobalt (Co)

Kobalt ist in der Natur in noch geringerem Ausmaß vertreten als Nickel; in der Erdkruste beträgt der durchschnittliche Gehalt 18 ppm, in den Magmatiten ist etwas mehr vorhanden. Dennoch ist Co ein wichtiges und essentielles Spurenelement, das hauptsächlich im Vitamin B₁₂ vorkommt; ein Fehlen führt zu Mangelerscheinungen bei Mensch und Tier. Die Konzentration im Meerwasser schwankt zwischen 0,01 und 4,6 ppb und in natürlichen Gewässern zwischen 0,1 und 10 ppb (MERIAN 1984). Alle untersuchten Quellen zeigen für Kobalt einen sehr ausgeglichenen Verlauf mit Konzentrationen, die geringfügig über oder unter 1 ppb liegen (Abb.44).

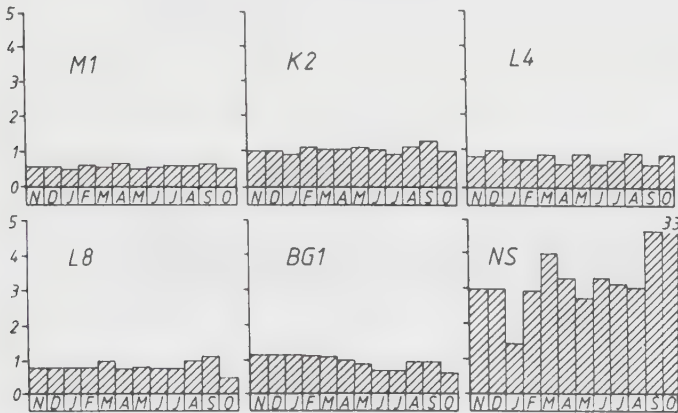


Abb.44: Co-Gehalte in Quellen und Niederschlag in ppb

Bei den Niederschlägen sind höhere Werte und stärkere Schwankungen festzustellen. Ein Maximum tritt im Oktober 1984 auf mit 33 ppb, der niedrigste Wert ist im Januar mit 1,5 ppb. Der Unterschied zwischen Quellen und Niederschlag zeigt, daß Kobalt im Boden relativ stark gebunden wird, v. a. an Mn- und Fe-Oxide (SCHEFFER 1976); es ist also ein eher gering bewegliches Element. Für Trinkwasser werden weder von der WHO noch von der TVO Grenzwerte angegeben.

5.2.12. Chrom (Cr)

Chrom ist ein relativ seltenes Spurenmetall mit einem durchschnittlichen Gehalt von 70 ppb in der Erdkruste. Vom Gesamtgehalt an Chrom entfallen dabei ca. 10 % auf Cr^{6+} und der Rest auf Cr^{3+} ; Cr^{6+} ist jedoch 100- bis 1000-fach toxischer als Cr^{3+} . Cr^{3+} ist für Menschen und Tiere essentiell, daher sind bei den natürlichen Konzentrationen eher Mangelerscheinungen als toxische Wirkungen zu erwarten. Die Gehalte im Meerwasser betragen 0,3 ppb, im Grundwasser 1 - 10 ppb und in Oberflächenwässern bis zu 25 ppb (MERIAN 1984), was v. a. auf industrielle Abwässer zurückzuführen ist. Für Niederschläge in Mitteleuropa wurden Werte zwischen 11 und 43 ppb gemessen (MOORE & RAMAMOORTHY 1984). Die Jahresganglinien der untersuchten Quellen zeigen für Chrom untereinander eine ziemliche Ähnlichkeit (Abb. 45).

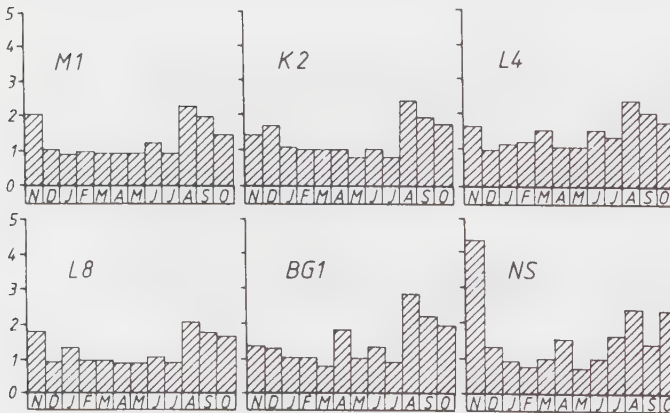


Abb. 45: Cr-Gehalte in Quellen und Niederschlag in ppb

Es ist zu beobachten, daß zu Beginn und am Ende der Untersuchungsperiode erhöhte Werte auftreten (im Sommer und Herbst), die im Winter und Frühjahr etwas zurückgehen. Dieser allgemeine Trend ist auch bei den Niederschlägen zu erkennen, hier sind allerdings die Schwankungen etwas größer. In den Durchschnittskonzentrationen unterscheiden sich die

Quellen mit 1,8 - 2,0 ppb fast nicht von den Niederschlägen (2,5 ppb). Dies bedeutet, daß nur wenig Chrom im Boden zurückgehalten wird; die Adsorption durch die Tonfraktion und Fe-Oxide im Oberboden dürfte mit der Auswaschung aus dem Boden durch Verwitterung ungefähr im Gleichgewicht stehen. Der Grenzwert für Trinkwasser liegt in den meisten Ländern nach der WHO-Norm bei 50 ppb, was von allen Quellen mindestens um den Faktor 10 unterschritten wird.

5.2.13. Cadmium (Cd)

Cadmium ist ein in der Natur seltenes Schwermetall mit einem durchschnittlichen Anteil an der Erdkruste von nur 0,18 ppm. Es ist ein ständiges Begleitmetall von Zink, was das relativ konstante Zn/Cd-Verhältnis im Boden (= 100) und im Gestein (= 500) beweist. Cadmium hat keine essentielle Bedeutung und wirkt in höheren Konzentrationen stark toxisch. Durch die Industrialisierung ist es bereits zu einer weiträumigen Verfrachtung und Anreicherung in der Umwelt gekommen, so daß Cadmium praktisch in allen Gewässern und in der Atmosphäre nachzuweisen ist. Vom Gesamtgehalt sind lediglich 5 - 10 % auf natürliche Emissionen zurückzuführen (MERIAN 1984). Die normalen Gehalte im Grundwasser betragen 0,01 - 0,5 ppb, in Oberflächenwässern 0,07 - 4,9 ppb und im Niederschlag 0,2 - 5 ppb; Verunreinigungen können die Werte im Regenwasser bis auf 50 ppb ansteigen lassen (MOORE & RAMAMOORTHY 1984). Konzentrationen in dieser Größenordnung werden jedoch bei den Niederschlägen im Untersuchungszeitraum nicht erreicht, der Maximalwert liegt bei 3,9 ppb im August 1984, der Durchschnitt bei 1,8 ppb. Der Kurvenverlauf ist bei den Niederschlägen sehr unregelmäßig; bei den Quellen sind die Schwankungen etwas gedämpfter und die mittleren Gehalte deutlich niedriger (Abb. 46), wobei allerdings L4 wieder die höchsten Werte unter den Quellwässern aufweist.

Ein spezifischer Jahresgang ist nicht zu erkennen. Cadmium liegt im Niederschlag meist in gelöster Form vor und gelangt so in den Boden, wo es in den obersten Schichten durch Huminsäuren, Tonminerale und Oxide gebunden wird. Bei pH-Werten unter 6 steigt jedoch die Löslichkeit stark an, so daß Cadmium relativ leicht durch Erdalkalitionen ausgetauscht

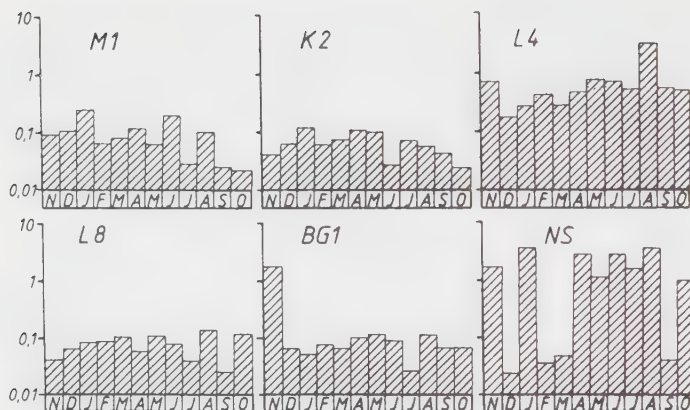


Abb. 46: Cd-Gehalte in Quellen und Niederschlag in ppb

werden kann (SCHEFFER 1976); es gehört neben Zink zu den mobilsten Elementen. Da es zudem sehr toxisch wirkt, werden von der WHO nur 5 ppb bzw. von der TVO 6 ppb im Trinkwasser erlaubt. Angestrebt wird jedoch ein Grenzwert von 1 ppb (WHO). Hinsichtlich dieser Werte sind die Quellwässer als unbedenklich zu bezeichnen.

6. Huminsäuren (HS) im Quellwasser

Neben den chemischen Analysen wurden die Wasserproben auch noch fluoreszenzspektroskopisch untersucht. Dies sollte Aussagen über Huminstoffe, speziell über Huminsäuren, im Wasser ermöglichen.

Huminsäuren sind definiert als natürliche Oxycarbonsäuren, die durch Zersetzung von abgestorbenem Pflanzenmaterial als amorphe, dunkle Substanzen entstehen, H^+ -Ionen liefern und Salze bilden (HOFFMANN 1950). Das wichtigste natürliche Vorkommen der Huminsäuren ist im Boden, wo sie aus Lignin bei der Verrottung verholzten Materials entstehen (Humifizierung). Optimale Bedingungen für die Bildung hochmolekularer, stabiler Huminsäuren sind gut durchfeuchtete Böden mit gedrosselter Sauerstoffzufuhr. Huminsäuren sind sehr beständig und können auch durch mikrobiellen Abbau nur in geringem Um-

fang zerstört werden. In Flüssen ist der Huminstoffgehalt meist gering; dies ist erkennbar an einem niedrigen Permanganatverbrauch, da sich Huminsäuren als organische Substanzen durch KMnO_4 oxidieren lassen. Im Trinkwasser rufen sie keinen physiologischen Schaden hervor, es ist jedoch durch ihr Vorhandensein eine Qualitätsminderung festzustellen. Bei höheren Gehalten wird der Geschmack deutlich verschlechtert und durch das große Eisenbindungsvermögen treten Fe-Werte auf, die durch normale Entlüftungsanlagen nicht reduziert werden können (KLAPPER et al. 1960).

Es ist nur sehr schwer möglich, genaue Formeln von Huminsäuren und verwandten Stoffen anzugeben, deshalb sollen hier unter dem Oberbegriff "Huminsäuren" Fulvosäuren, Hymatome-lan-, Braun- und Grauhuminsäuren zusammengefaßt werden. Sie gehören alle der gleichen Stoffgruppe an und unterscheiden sich nur im Molekulargewicht bzw. im Polymerisationsgrad. Huminsäuren können zum einen entstehen durch Humifizierung abgestorbener Pflanzen oder aber durch den Aufbau aus einfacheren organischen Verbindungen wie Monosacchariden, Aminosäuren, Phenolen und cyclischen Verbindungen. Die so aufgebaute Huminsäure ist keine einheitliche Substanz, sondern eine Mischung aus verschiedenen Verbindungen, was auch die Schwierigkeiten bei der Strukturbestimmung erklärt. Allen Huminsäuren gemeinsam ist ein Kern, um den reaktive Gruppen, z. B. Carboxyl- oder Hydroxyl-Gruppen, angeordnet sind. Der Kern besteht aus iso- oder heterocyclischen Ringen, die miteinander verknüpft sein können (Abb. 47).

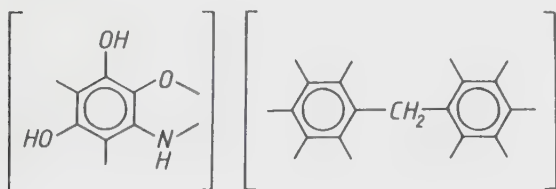


Abb. 47: Kernstrukturen von HS

Die funktionellen Strukturgruppen der Huminsäuren besitzen die Fähigkeit, Metallkationen zu binden; die Komplexierungsstärke für Gewässerhuminsäure liegt jedoch im unteren Bereich der Bodenhuminsäuren. Im Vergleich mit niedermolekularen Säuren liegt sie zwischen Wein- und Zitronensäure (Tab. 16).

Tab. 16: Komplexierungsstärken von Säuren

Essigsäure	
Milchsäure	
Phthalsäure	
Weinsäure	
Huminsäure	
Zitronensäure	
Oxalsäure	
Salizylsäure	
Iminodiessigsäure	



Zunahme der Komplexierungsstärke

Im Wasser sind nur wenig Schwermetalle mit Huminsäuren gekoppelt, lediglich bei Eisen ist der größte Prozentsatz des Gesamtgehaltes an HS komplex gebunden; die Bindungsstärke nimmt in der Reihenfolge $Ni > Cu > Fe > Zn > Cd$ ab (FRIMMEL 1977). Nach SCHNITZER & HANSEN (in WILLIN 1977) ergeben sich als komplexierter Anteil des Gesamtschwermetallgehaltes für Zn und Pb 5 %, für Fe jedoch 87 %.

Eine Möglichkeit, Huminsäuren zu charakterisieren, ist die Elementaranalyse. Dabei ergeben sich ungefähr folgende Werte: C 53 - 58 %, H 4 - 7 %, O 30 - 36 %, N 3 - 5 % und S 0,2 - 1,6 % (CHEN et al. 1978). Das Molekulargewicht schwankt zwischen 1000 und 30 000, das Äquivalentgewicht zwischen 111 und 345 (VISSER 1964).

Eine andere Möglichkeit der Analyse von Huminsäuren ist die spektroskopische Untersuchung mit Infrarot oder UV-Licht. Die sich dabei ergebenden Spektren (Abb. 48) machen eine Bestimmung der HS möglich (MÜLLER-WEGENER 1977).

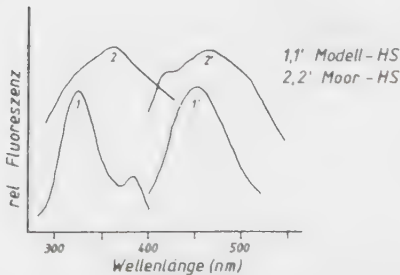


Abb. 48: Anregungs- und Emissions(')-Spektren von HS

Von jeder Quellwasserprobe wurde je ein Fluoreszenzemissions- und -anregungsspektrum im UV-Bereich aufgenommen (Geräteparameter Anhang D). Die dabei auftretenden Maxima lassen Rückschlüsse auf die Zusammensetzung und Konzentration der Huminsäuren zu. Die Fluoreszenzemission ist auf die aromatische Struktur der HS zurückzuführen, während die Lage des Anregungspeaks durch phenolische Hydroxylgruppen beeinflusst wird. Je höher die Anregungswellenlänge ist, desto geringer ist der Gehalt an Hydroxylgruppen (MÜLLER-WEGENER 1977; Abb. 49).

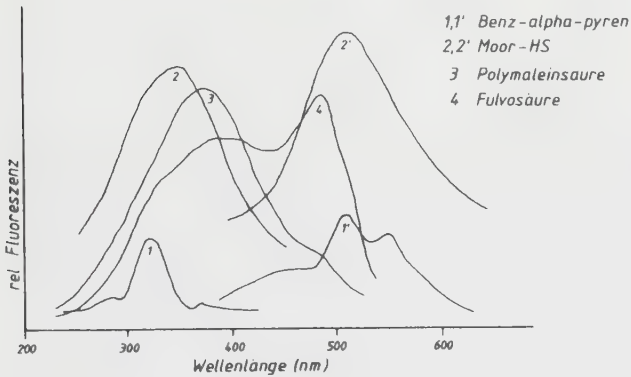


Abb. 49: Anregungs- und Emissions(')-Spektren von HS

Die Fluoreszenzemission ist abhängig von der Konzentration der Huminsäuren. Für niedrige Gehalte bis 50 ppm, die in Gewässern maximal zu erwarten sind, steigt mit der Konzentration auch die Fluoreszenz direkt proportional an. Die Emissionsspektren der untersuchten Quellwasserproben zeigen ein Maximum knapp unter 410 nm, für ein HS-Präparat der Fa. ROTH ergibt sich ein Peak bei 450 nm (Tab. 17). Ein Vergleich mit anderen HS-Spektren zeigt eine Tendenz der aus Mooren isolierten Huminsäuren zu höheren Wellenlängen, was auf größere aromatische Komplexe und höhere Konzentrationen hinweist.

Tab. 17: Lage der Emissionspeaks

Probe	Fluoreszenz (relativ)	Wellenlänge (nm)
K2	7	405
L4	41	408
L8	4	405
BG1	19	407
M1	4	408
HS Roth	100	450
HS Moor	-	510
Benz-alpha-pyren	-	510
Modell-HS	-	450

Die Anregungsspektren der Quellwässer besitzen einen Doppel-peak, wobei die Maxima für die einzelnen Quellen jeweils bei fast der gleichen Wellenlänge auftreten (Tab. 18). Demzufolge ist auch die Zusammensetzung der Huminsäuren in den einzelnen Quellen nicht sehr verschieden. Das Hauptmaximum der Anregung liegt bei 356 nm, ein zweites bei 390 nm. Wie bei der Emission ist die Wellenlänge der HS-ROTH und der Moor-HS geringfügig höher (Abb. 50). Nach SPITELLER & SCHNITZER (1983) weist eine Polymaleinsäure einen Peak bei 369 nm auf, eine Fulvosäure bei 375 nm; die chemische Zusammensetzung dieser beiden Verbindungen zeigt Tab. 19.

Tab. 18: Lage der Anregungspeaks

Probe	Peak 1 (nm)	Peak 2 (nm)
K2	356	390
L4	355	389
L8	355	392
BG1	357	390
M1	356	393
HS Roth	375	475
HS Moor	370	-
Modell-HS	375	-
Polymaleinsäure	369	-
Fulvosäure	375	-

Tab. 19: Chemische Zusammensetzung verschiedener Säuren
(Angaben in %)

	C	H	N	O	S
Fulvosäure (a)	50.9	3.3	0.7	44.8	0.3
Polymaleinsäure (a)	49.6	4.3	2.9	43.2	-
Huminsäure (b)	55.0	5.0	4.0	33.0	0.9
Fulvosäure (b)	43.0	6.0	3.0	43.0	3.0
Huminsäure (c)	57.0	4.0	4.0	35.0	-
Huminsäure (d)	57.8	4.0	3.9	34.3	-

(a) nach SPITELLER & SCHNITZER (1983)

(b) nach CHEN et al. (1978)

(c) nach VISSER (1964)

(d) nach FLAIG et al. (1955)

Die Huminsäuren im Quellwasser des untersuchten Gebietes sind von der Struktur her ziemlich ähnlich; sie weisen mehr phenolische Hydroxyl-Gruppen auf als z. B. Moor-HS, dagegen ist der Gehalt an aromatischen Strukturen geringer. Die Konzentration in den Quellen nimmt in der Reihenfolge L4 > BG1 > M1 > K2 > L8 ab.

Eine genauere Angabe der chemischen Zusammensetzung und des Aufbaus ist jedoch - nur auf diesen Untersuchungen basierend - nicht möglich.

7. Schwermetalle im Niederschlag

Die chemische Zusammensetzung des Niederschlags wird durch zwei Vorgänge bestimmt, das Ausregnen ("rain out") und das Auswaschen ("wash out"). Beim Ausregnen werden vor allem Gase (SO_2 , NO_2 , Edelgase) von den Wassertröpfchen in den Wolken aufgenommen; wenn die Tropfen dann zur Erde fallen, nehmen sie durch Auswaschen weitere Spurenstoffe auf. So können neben den gasförmigen Stoffen auch Schwermetalle als gelöste Ionen im Niederschlag vorkommen. Zusätzlich existieren in der Atmosphäre jedoch auch noch Aerosole (Partikel $< 1 \mu\text{m}$), die terrigenen (Staub, vulkanische Eruptionen) oder anthropogenen (Rauch, Ruß) Ursprungs sind. Auch sie vermögen Schwermetalle an sich zu binden und gelangen als trockene

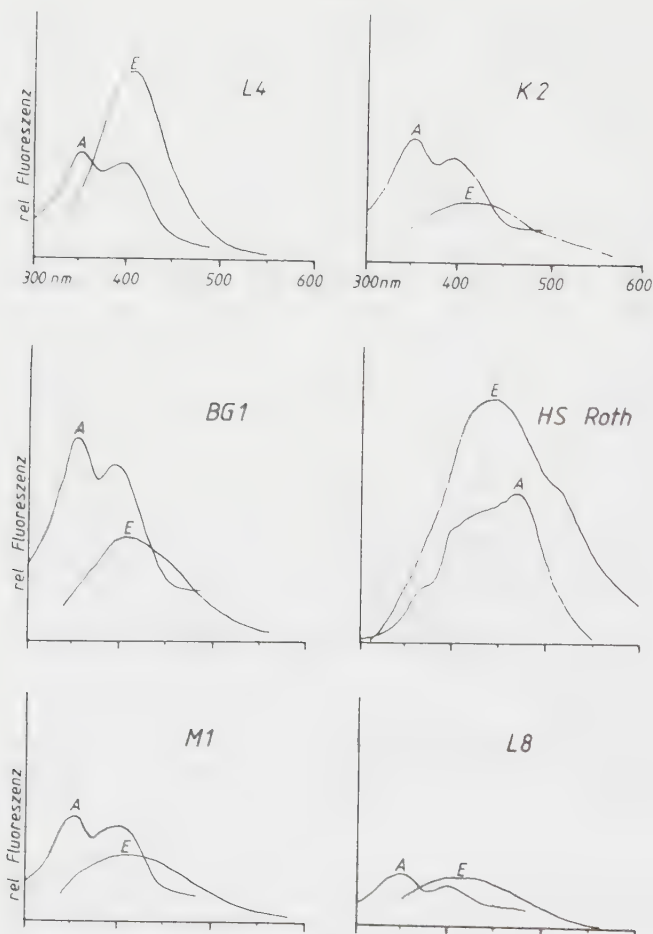


Abb. 50: Anregungs (A)- und Emissions (E)-Spektren der Quellen

Deposition auf die Erdoberfläche. Die Schwermetallführung der Niederschläge ist abhängig von der Form (Regen, Schnee) und von der Höhe (MATTHESS 1973). Bei geringen Regenmengen treten starke Konzentrationsschwankungen und höhere Werte auf.

Die Schwermetallgehalte im Regen in Westeuropa haben innerhalb kürzester Zeit zu signifikanten Veränderungen der Metallgehalte der Böden geführt (MERIAN 1984). Einen Vergleich der Schadstoffe im Niederschlag des Untersuchungsgebietes mit einem Gebiet in Deutschland zeigt Tab. 20.

Tab. 20: Schwermetallgehalte im Niederschlag in ppb

	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
Arbeitsgebiet (Jahresdurchschnitt)	2.5	50.0	116	6.4	3.4	13	15	1.8	13
Solling (HEINRICHS & MAYER 1982)	1.1	13.3	197	1.8	2.8	25	84	2.1	30

Um Aussagen über die Bindungsarten der Schwermetalle im Niederschlag machen zu können, wurden die einzelnen Monatsproben durch Membranfilter mit 0,45 und 0,20 μm Porendurchmesser filtriert und die Schwermetallgehalte der Filtrate gemessen. Die unfiltrierte Probe wurde dann gleich 100 gesetzt und die ermittelten Werte des Filtrats als Prozent aufgetragen; daneben wurden noch die Absolutgehalte in Diagramme eingetragen (Abb. 51a-i).

Die Zusammensetzung der Niederschläge ist von Monat zu Monat verschieden; durch das unterschiedliche Angebot an bindungsfähigen Partikeln ergeben sich immer wieder Abweichungen. Im Jahresdurchschnitt ist jedoch für die meisten der untersuchten Metalle ein Trend zu einer bestimmten Bindungsform zu erkennen.

Als extremster Gegensatz erwies sich das Verhalten von Blei und Zink. Während bei Zink die beiden Filtrationen nahezu ohne Wirkung blieben, nahmen bei Blei die Werte für das 0,45 μm -Filtrat und das 0,20 μm -Filtrat sehr stark ab. Das bedeutet, daß Blei im Niederschlag überwiegend an größere Partikel gebunden ist, während Zn hauptsächlich in gelöster Form als Ion vorliegt. Zwischen den beiden Extrema Blei und Zink nimmt das Kobalt in etwa eine Mittelstellung ein. Das erste Filtrat (0,45 μm) enthält noch ca. 40 % Co, das zweite (0,20 μm) nurmehr 15 - 20 %. Cadmium und Kupfer zeigen ein etwas indifferentes Verhalten, während die übrigen Schwermetalle

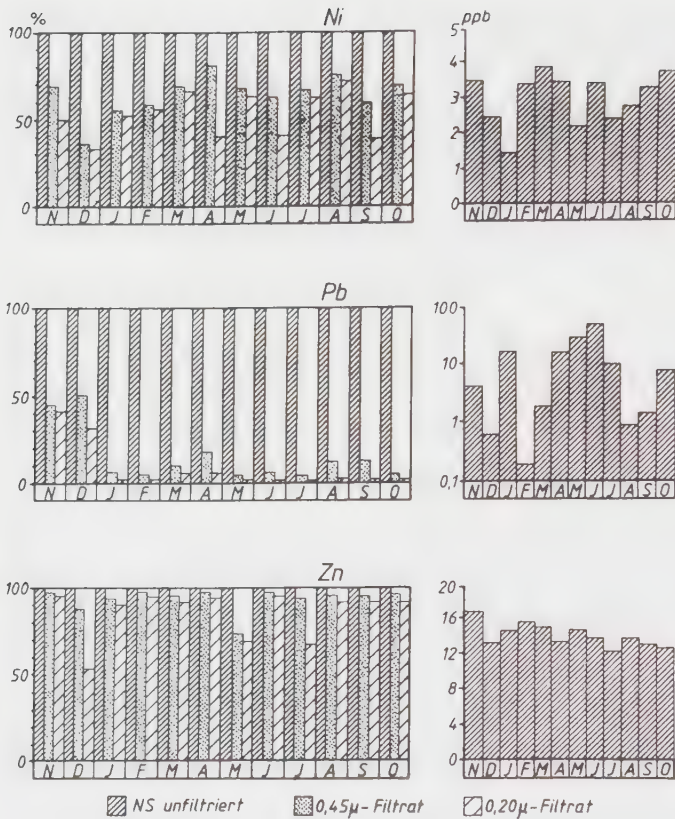


Abb. 51a-c: Prozentuale Verteilung der Schwermetalle im Niederschlag

(Cr, Fe, Mn, Ni) relativ konstante Werte aufweisen und im Bindungsverhalten dem Zink ähnlich sind. Wie die Abb. 51a-i zeigen, ist die Verteilung der Schwermetalle in den Filtraten unabhängig vom Gesamtgehalt des Niederschlags. Entscheidend für die Metalle mit einer Affinität zur Partikelbindung ist das Angebot an winzigen Staubeilchen in der Atmosphäre.

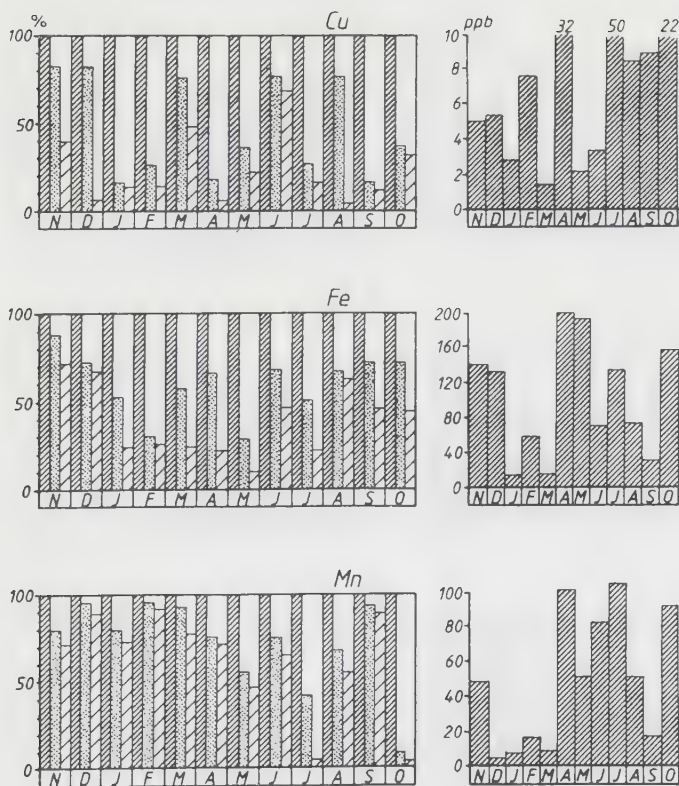


Abb. 51d-f: Prozentuale Verteilung der Schwermetalle im Niederschlag

Für die durchschnittliche prozentuale Abnahme der Schwermetallkonzentration in den Filtraten läßt sich eine Reihenfolge aufstellen, die für die einzelnen Elemente die unterschiedliche Bindungsform dokumentiert (Tab. 21). Die Abnahme des Schwermetallgehaltes vom 0,45 μ -Filtrat auf das 0,20 μ -Filtrat ist für die einzelnen Elemente unterschiedlich.

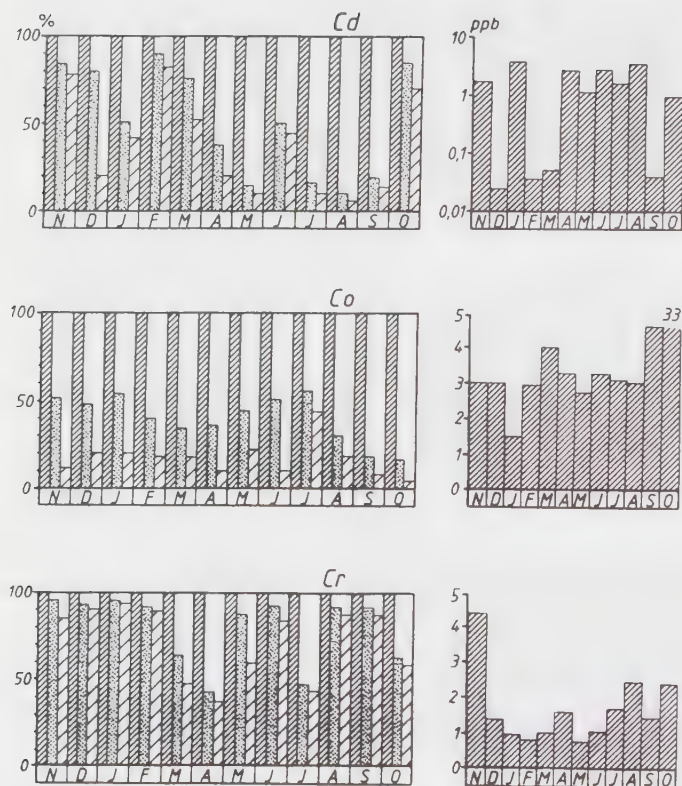


Abb. 51g-i: Prozentuale Verteilung der Schwermetalle im Niederschlag

Der Kupfergehalt z. B. wird nochmals um die Hälfte verringert, während Blei oder Chrom fast gleichbleibende Werte aufweisen. Bei den untersuchten Schwermetallen lassen sich zwei Gruppen unterscheiden: für Eisen, Cadmium, Kupfer und Kobalt wird die Konzentration durch den 0,20 μ -Filter nochmals deutlich gesenkt, während für Zink, Chrom, Mangan, Nickel und Blei die zweite Filtration keine merkliche Änderung des Gehaltes bewirkte. Für die Wirksamkeit des 0,20 μ -Filters läßt sich auch eine Reihenfolge der untersuchten Metalle aufstellen; sie lautet Cu > Co > Fe > Cd > Mn > Ni > Zn > Cr > Pb.

Tab. 21: Schwermetallgehalte in Niederschlagsfiltraten in %
(unfiltriert = 100%)

	0.45 μ -Filtrat	0.20 μ -Filtrat	
Zn	94.3	87.0	Zunahme der Partikelbindung
Cr	72.6	66.7	
Mn	70.8	61.6	
Ni	62.4	54.6	
Fe	61.4	40.2	
Cd	50.5	37.3	Abnahme der Lösung
Cu	46.4	23.5	
Co	39.1	17.8	
Pb	13.4	8.8	

Um die Schwermetalle möglichst vollständig aus dem Niederschlag zu entfernen, ist sicher eine Filtration durch einen 0,20 μ -Filter notwendig und für Blei auch ausreichend. Für Zink und einige andere Elemente müßten jedoch feinere Filter verwendet werden.

8. Vorkommen und Bindung von Schwermetallen im Boden

8.1. Bodenbildung und -eigenschaften

Die Bodenbildung ist stark milieuabhängig und wird bestimmt von Faktoren wie Klima, Gestein, Relief, Vegetationsdecke und Bodenleben. Es laufen dabei verschiedene Prozesse ab:

- Verwitterung des Gesteins und Entstehung neuer Minerale
- Verrottung organischer Rückstände von Tieren und Pflanzen
- Verlagerung gelöster oder suspendierter Stoffe
- Bildung einer Bodenstruktur.

In den Hochgebirgen dominiert die Frostverwitterung - begünstigt noch durch eine spärliche Vegetation - gegenüber der chemischen Verwitterung. Dadurch und durch die starke Erosion sind die Verwitterungsdecken in Gebirgen reich an Grobskelett, der Anteil an neugebildeten Mineralen und der Roh-tonegehalt der Feinerde ist jedoch gering. Demgegenüber enthält der Boden in höheren Lagen mehr Humus, da niedrige Temperaturen, starke Durchfeuchtung und geringe Durchlüftung nur eine sehr schwache Mineralisierung der organischen Substanz bewirken.

Bedingt durch die klimatischen Faktoren entwickeln sich in den Hochlagen der Alpen zumeist alpine Rohböden mit AC-Profil oder Ranker. Das bedeutet, daß unter einer geringmächtigen Verwitterungsdecke gleich der Übergang zum anstehenden Gestein stattfindet. Der Schwermetallgehalt des Bodens ist deshalb in erster Linie von der Mineralzusammensetzung des Ausgangsgesteins abhängig. Zusätzlich dazu kommt jedoch noch die Belastung durch den atmosphärischen fall-out. Infolge der allgemeinen Umweltkontamination gelangen Schwermetalle durch den Ferntransport als Feinstäube und Aerosole mit dem Niederschlag in den Boden, wo sie sich in den oberen 20 cm anreichern, bevorzugt jedoch in den obersten humusreichen Bodenlagen bis 5 cm Tiefe. Bei gleichzeitiger hoher Belastung können nicht alle Schwermetalle in dieser Schicht adsorbiert werden, sondern werden in tiefere Lagen weitertransportiert (ASCHE & BEESE 1986). Die Grundbelastung des mitteleuropäischen Raumes mit Schwermetallen beträgt für Reinfluftbestände nach SEEKAMP (1976) für Cd 17, Co 8, Cr 9, Cu 233, Ni 52 und Pb 527 g/ha·Jahr. In Waldbeständen erhöht sich der Schwermetall-Input noch durch die Filterwirkung der Bäume. Der Niederschlag stellt den Anfang der Anreicherungskette Boden -> Pflanze -> Tier -> Mensch dar. Die allgemeine Tendenz zur Akkumulation im Boden ist bei allen Schwermetallen zu beobachten, am stärksten trifft dies jedoch auf Blei und Kupfer zu.

Entscheidend für die Reinigungswirkung von Böden ist das Gesamtspeichervermögen und der Auslaugungswert. Bei der Belastung des Bodens mit Schwermetallen kann man drei Phasen unterscheiden:

- scheinbare temporäre Speicherung mit nachfolgender Sättigung
- Auslaugung des Speichers durch Änderung des Sickerwassers
- Einstellen auf einen maximalen dauerhaften Speicherwert (SCHÖTTLER 1972)

Wird dieser maximale Wert erreicht, ist eine Filterwirkung nur noch durch physikalische Vorgänge möglich, was zu einer deutlichen Verschlechterung der Wasserqualität führt.

8.2. Bindungsmöglichkeiten von Schwermetallen im Boden

Die ökologische Bedeutung von Schwermetallen wird nicht so sehr durch den Gesamtgehalt bestimmt als vielmehr durch den löslichen oder leicht in die Lösungsphase überführbaren Anteil (= verfügbare und verlagerbare Fraktion). Löslichkeit und Bindung werden beeinflusst durch ein sehr komplexes Wechselspiel der verschiedenen mobilisierend oder immobilisierend wirkenden Faktoren.

Diese sind abhängig von:

- pH-Wert
- Redoxbedingungen
- Vorkommen anorganischer oder organischer Komplexbildner
 - Eisen- und Mangan-Oxide
 - Tonminerale
 - Humussubstanzen

Bei der Schwermetallfestlegung muß unterschieden werden zwischen Fällung/Lösung, Adsorption/Desorption und Komplexbildung. Bei adsorptiver Bindung nimmt mit steigendem Gesamtgehalt der Anteil der adsorbierten Menge relativ ab, d. h. Löslichkeit und Verfügbarkeit steigen; bei chemischer Bindung wird das Schwermetall auch bei steigender Zufuhr solange ausgefällt wie ein Überschuß an fällenden Substanzen (Phosphat, Karbonat) vorhanden ist. Dadurch bleibt die Lösungskonzentration trotz zunehmendem Gesamtgehalt gleich. Die Fällung von definierten Schwermetallverbindungen ist jedoch in der Regel nicht konzentrationsbestimmend, da hierzu bestimmte Bedingungen notwendig sind, z. B. für Zn_2SiO_4 ein pH-Wert über 6,5 und ein C-Gehalt über 100 ppm.

Im wesentlichen wird die Löslichkeit und Bindung der Schwermetalle unter oxidierenden Bedingungen durch Ad- und Desorption sowie Komplexbildung bestimmt. Dabei besitzt der pH-Wert einen großen Einfluß, denn im allgemeinen nehmen die Schwermetallkonzentrationen mit sinkendem pH-Wert zu. Bei einer stark sauren Bodenreaktion ist die Adsorptionskapazität nur noch gering, dagegen steigt der Einfluß der organischen Substanz. Sie bewirkt eine wesentlich festere Schwermetallfixierung als die mineralischen Bodenkomponenten wie Mn-, Fe- und Al-Oxide oder Tonminerale. Dies ist jedoch auch noch von Element zu Element verschieden, da Zn und Cd bei steigendem Tongehalt stärker adsorbiert werden als z. B. Cu und Pb, die wiederum mehr organisch gebunden sind.

Nach KÖNIG et al. (1986) nimmt die Bindungsstärke in der Reihenfolge $Pb > Fe > Cu > Al > Mn > Cd > Zn$ ab. Cadmium, Mangan und Zink besitzen aufgrund ihrer geringen Bindungsstärke nur eine relativ schwache Oberflächenadsorption und können leicht mobilisiert werden. Kupfer, Blei, Aluminium und Eisen, die bevorzugt an nieder- und hochmolekulare Huminstoffe gebunden werden, sind wesentlich fester im Boden fixiert und verlagern sich demzufolge auch sehr viel langsamer in die Tiefe als z. B. Cd, Mn und Zn. Der pH-Wert beeinflusst auch die Schwermetallmobilisierung bzw. -fixierung durch organische und anorganische Komplexbildner. Mit steigendem pH-Wert nimmt die Löslichkeit der Salze zu, ebenso die der organischen Komplexe. Dies ist bei den Huminsäuren auf eine abnehmende Kettenlänge zurückzuführen, was eine erhöhte Löslichkeit und dadurch Freisetzung von Schwermetallionen bewirkt (HERMS & BRÜMMER 1984).

8.3. Schwermetalluntersuchungen in Bodenproben

Die große Differenz der Schwermetallgehalte im Niederschlag und im Quellwasser legt den Schluß nahe, daß die Schadstoffe im Boden adsorbiert werden. Um ihre Bindungsform zu untersuchen, wurden an verschiedenen Stellen des Arbeitsgebietes Bodenproben entnommen (Abb. 18). Für die Untersuchungen wurden jeweils nur die obersten 20 cm eines Profiles genommen, da hier die höchste Schwermetallanreicherung zu erwarten ist und die Bodenbedeckung in höheren Lagen ohnehin keine größere Mächtigkeit erreicht. Eine kurze Beschreibung der einzelnen Bodenproben gibt Tab. 22.

Tab. 22: Lage und Eigenschaften der Bodenproben

Probe	Standort	Höhe in m	pH-Wert (Lösung)	Leitfhg. in μS
BP1	Waldboden (Fichtenbestand)	1750	5.5	222.0
BP2	Moräne (wenig bewachsen)	1400	5.7	211.0
BP3	Almweide (über Baumgrenze)	2100	5.7	69.0
BP4	Strauchvegetation	1980	5.6	211.0
BP5	Weide (unter Baumgrenze)	1870	5.5	84.0

Von diesen Proben wurde zunächst ein Gesamtaufschluß hergestellt und die Schwermetallkonzentrationen gemessen (Tab. 23). Mit Ausnahme von Cd und Cu weist Probe 4 für die

Tab. 23: Schwermetallgehalte der Bodenproben in ppm

	BP1	BP2	BP3	BP4	BP5	Zulässiger Höchstwert
Cd	0.7	0.5	0.2	0.3	0.2	3.0
Co	10.8	10.3	9.3	13.2	8.6	-
Cr	27.5	21.3	27.4	28.3	27.8	100.0
Cu	16.0	4.8	7.3	15.4	11.2	100.0
Fe	1621.1	1484.4	1582.0	1875.0	1865.2	-
Mn	35.1	35.1	35.2	35.0	35.1	-
Ni	19.4	4.9	13.9	22.5	13.4	50.0
Pb	21.4	15.4	10.1	22.5	14.5	100.0
Zn	4.0	4.1	4.0	4.0	3.9	300.0

übrigen Schwermetallionen die höchsten Werte auf. Erhöhte Gehalte hat auch Probe 1. Für alle untersuchten Schwermetalle läßt sich in bezug auf die jeweiligen Konzentrationen insgesamt die Reihenfolge

$$BP\ 4 > BP\ 1 > BP\ 5 > BP\ 2 > BP\ 3$$

aufstellen. Damit zeigt sich, daß die Proben mit den niedrigsten Konzentrationen, BP 2 und BP 3, von Standorten mit nur sehr spärlichem Bewuchs stammen. Die Vegetation, in erster Linie aber der Wald, bewirkt eine Anreicherung der Schwermetalle in den oberen Bodenschichten. Am deutlichsten sichtbar wird dies bei Blei, Nickel und Kupfer. Die Gesamtgehalte an Schwermetallen liegen jedoch alle weit unter der zulässigen Höchstgrenze für Böden.

Neben dem Gesamtaufschluß wurde von den Proben auch noch jeweils die Bodenlösung, die Austauschlösung und die Huminsäurefällung auf Schwermetalle analysiert. Dabei ergab sich für die untersuchten Elemente eine unterschiedliche Verteilung der Bindungsform (Abb. 52 und Anhang E); gemeinsam ist allen jedoch der niedrige Gehalt in der Bodenlösung. Diese Bindungsform mit anorganischen Komplexbildnern (Salze) ist bei

allen gemessenen Schwermetallen nur sehr gering entwickelt; die höchsten Werte dafür wurden bei Chrom gefunden mit einem maximalen Anteil von 16,5 % an den Bindungsformen.

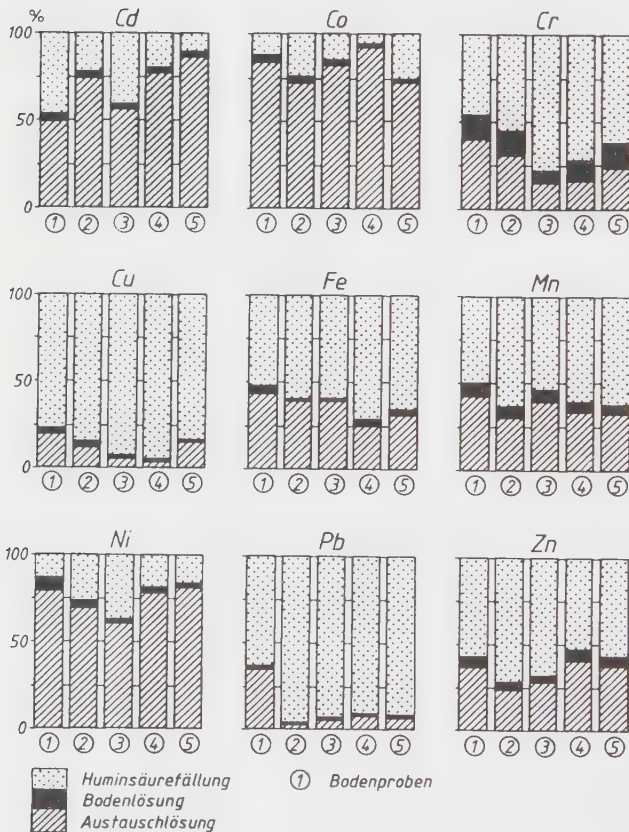


Abb. 52: Prozentuale Verteilung der Schwermetalle in Bodenextrakten

Für die beiden anderen Bodenextrakte lassen sich die untersuchten Elemente in drei Gruppen einteilen. Cadmium, Kobalt und Nickel weisen in den Austauschlösungen die höchsten Konzentrationen auf; das deutet darauf hin, daß diese Elemente vorwiegend adsorptiv an mineralische Bodenkomponenten gebunden sind und relativ leicht ausgetauscht werden können. Blei und Kupfer zeigen eine deutliche Affinität zu organischen Verbindungen; bei diesen beiden Elementen wurden teilweise über 90 % der gelösten Schwermetalle in dem Huminsäureauszug gefunden. Eine Mittelstellung zwischen diesen beiden Elementgruppen nehmen Chrom, Eisen, Mangan und Zink ein; hier ist das Verhältnis von Austauschlösung zu Huminsäurefällung wesentlich ausgeglichener, es überwiegt jedoch auch hier die Bindung an organische Komplexe.

Für die zwei Hauptbindungsarten läßt sich jeweils eine Reihenfolge der Bindungsstärke aufstellen. Sie lautet für die Komplexbindung

$Pb > Cu > Cr > Fe > Zn > Mn > Cd > Ni > Co.$

Die umgekehrte Reihenfolge gilt analog für die adsorptive Bindung. GRUHN et al. (1985) geben eine abnehmende Bindungskapazität der Metalle an organische Substanz in der Reihenfolge

$Pb = Cu > Cr > Zn > Ni > Mn > Co > Cd$

an.

Ein Vergleich der einzelnen Bodenproben hinsichtlich der Verteilung der Bindungsformen zeigt für alle ein ziemlich einheitliches Bild; die Tendenz der Schwermetalle zu einer bestimmten Bindung ist bei jeder Bodenprobe gleich. Das deutet darauf hin, daß - zumindest im Arbeitsgebiet - die Bodenbeschaffenheit keinen Einfluß auf die Bindungsform der Metalle im Boden hat.

9. Zusammenfassung der chemischen Analysen

Der Ionengehalt des Grundwassers entstammt zum einen Teil den Verwitterungsprodukten des Bodens und des Gesteins und zum anderen Teil den Niederschlägen. Die Konzentration der Alkalien und Erdalkalien, die durch die Verwitterung frei werden, ist im Gestein und im Grundwasser unterschiedlich, bedingt durch das verschiedene Verhalten der Ionen bei den Adsorptions- und Austauschvorgängen, die in den obersten Bodenschichten ablaufen.

Das Grundwasser in kristallinen Festgesteinen enthält aufgrund der langsamen Silikatverwitterung nur wenig gelöste Bestandteile. Charakteristisch sind erhöhte SiO_2 -Gehalte und ein Vorherrschen des HCO_3^- -Ions bei den Anionen. Die Kohlensäure ist überwiegend biogen und bedingt durch den niedrigen Lösungsinhalt meist aggressiv.

Die Niederschläge sind sehr gering mineralisiert, haben einen niedrigen pH-Wert und sind sehr weich und aggressiv. Die chemische Zusammensetzung ist ziemlich ausgeglichen mit einer Vorrangstellung des Ca. Bei den Alkali- und Erdalkalitionen weist der Niederschlag die niedrigsten Konzentrationen auf, ebenso bei den Hauptanionen. Die Gehalte sind im Beobachtungszeitraum meist konstant, eine Ausnahme stellen nur Barium, Nitrat und Sulfat dar.

Bei den Spurenelementen, insbesondere den Schwermetallen, ergibt sich ein anderes Bild. Hier weisen die Niederschläge durchwegs höhere Gehalte als die Quellen auf; zusätzlich ist der Verlauf der Jahresganglinien sehr viel unruhiger. Selbst in der relativ unbelasteten Zone der Zentralalpen sind also die Auswirkungen der Umweltverschmutzung im Regen bereits festzustellen.

Für Quellwässer im Granit wurde eine erhöhte Leitfähigkeit registriert. Sie wird bedingt durch einen höheren Ionengehalt und dieser bewirkt eine größere Härte als in den Gneisen. Selbst kleinere Granitvorkommen bewirken eine Steigerung der Leitfähigkeit; dasselbe gilt auch für Gesteine des Pennins.

Bei den Kationen dominieren in Granit- und Penninwässern Calcium und Magnesium vor Natrium und Kalium; Quellen im Parnais und im Quartär zeigen ebenfalls Ca-Vormacht, jedoch mit höheren Na- und K-Gehalten und etwas weniger Mg. Quellen im Orthogneis enthalten mehr Na als Ca und zu gleichen Teilen K und Mg (Abb. 53). Bei den Anionen ist bei allen Quellen das HCO_3^- -Ion am verbreitetsten, dann folgen SO_4 und Cl/NO_3 . Diese Vormachtstellung des Hydrogenkarbonats ist bei Wässern in penninischen und granitischen Gesteinen am stärksten ausgeprägt.

Eine Übersicht über die chemische Zusammensetzung der verschiedenen Wassertypen zeigt Abb. 54. Hier wurden die Jahresmittelwerte der einzelnen Ionen in mval-% für jede Quelle und den Niederschlag in ein PIPER-Diagramm eingetragen. Die größte Abweichung von der mittleren Zusammensetzung zeigen die Niederschläge und L4. Die Streuung der Monatswerte für die Quellwässer und den Niederschlag ist aus den Abbildungen in Anhang F ersichtlich.

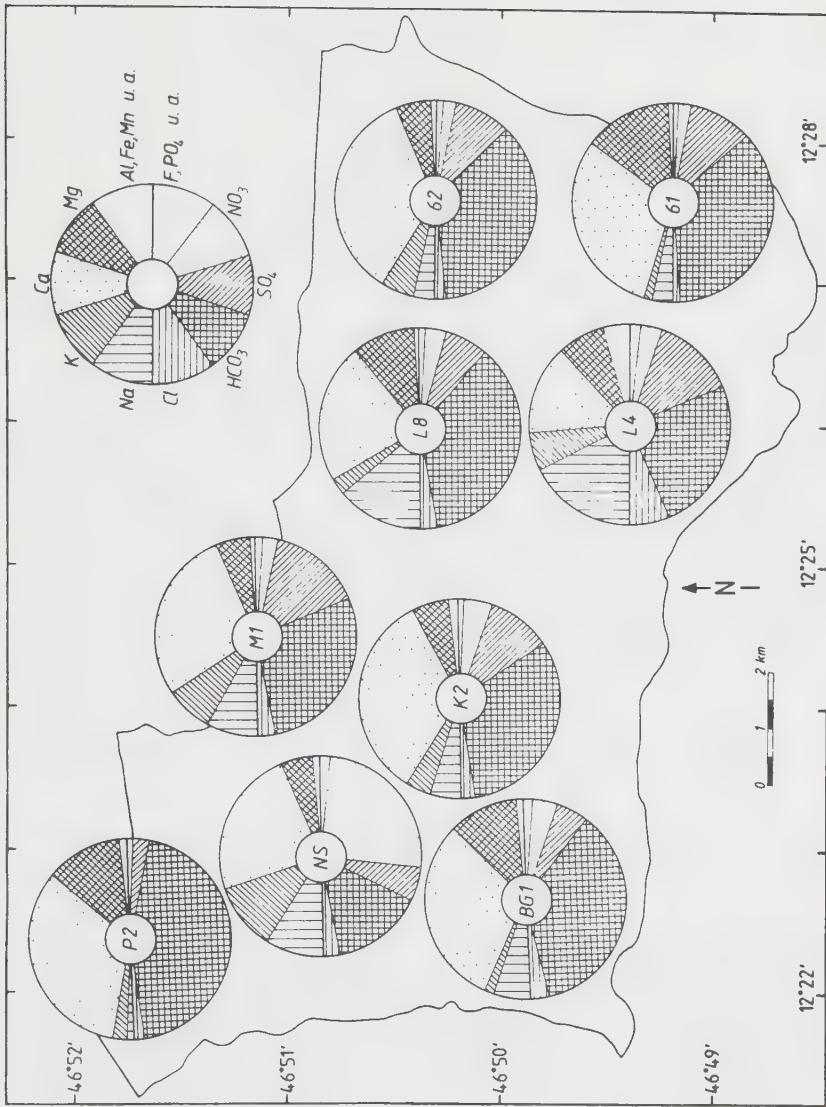


Abb. 53: Prozentuale Verteilung der Hauptionen

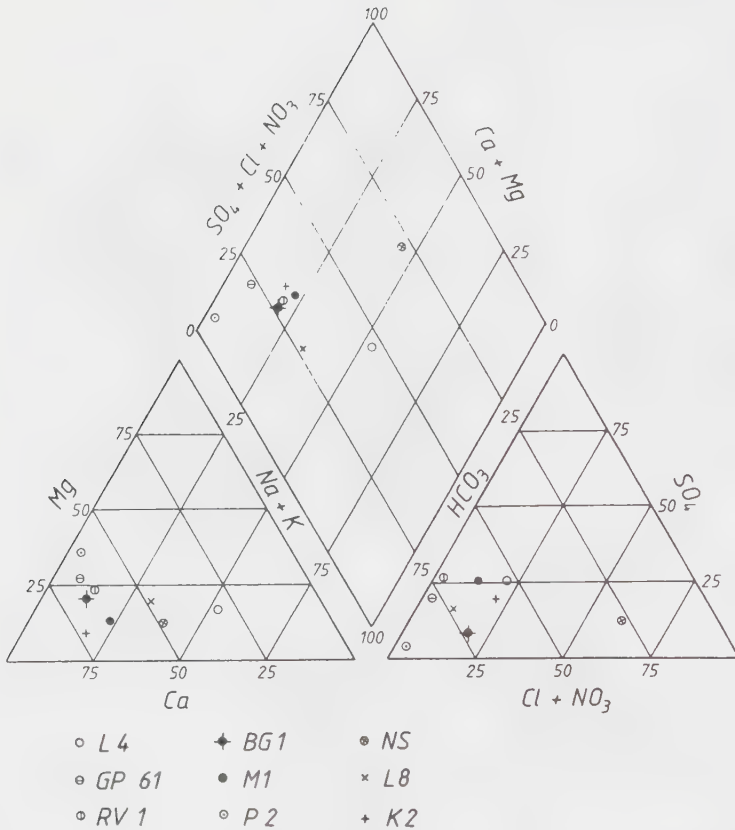


Abb. 54: Chemische Zusammensetzung verschiedener Wässer

Die Verhältnisse der Ionen und Ionenpaare sind sehr unterschiedlich (Abb. 55). Vor allem P2 ragt mit einem Erdalkali-Alkali-Verhältnis von 23,2 aus der Schar der anderen Kurven heraus. Eine gewisse Ähnlichkeit im Kurvenverlauf zeigen auf der einen Seite M1, NS und K2 und auf der anderen Seite L8, L4 und BG1.

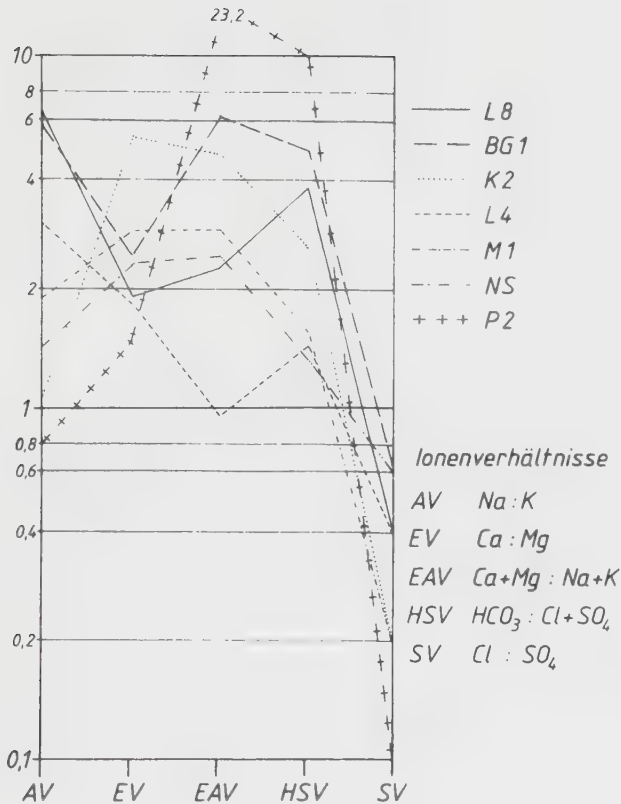


Abb. 55: Ionenverhältnisse von Quellen und Niederschlag

Als sehr sauber erwiesen sich die Quellen in bezug auf ihren Gehalt an Schwermetallen. Die gegenüber dem Regenwasser deutlich niedrigeren Konzentrationen sind nur zu einem geringen Teil auf Eintrag aus dem Niederschlag zurückzuführen; der Hauptanteil dürfte im überwiegenden Fall geogen bedingt sein, denn die natürlichen Schwermetallgehalte im unbelasteten Grundwasser stimmen meist mit den gemessenen Werten

überein. Der Unterschied Regenwasser - Quellwasser hinsichtlich der Schwermetalle läßt sich dadurch erklären, daß ein sehr großer Prozentsatz der Schadstoffe in den oberen Bodenschichten gebunden wird; außerdem ist die Mobilität der Metalle verschieden. Als beweglich erweisen sich v. a. Zn, Ni und Cd, während Pb und Cu sehr stark im Boden fixiert werden. Dies zeigen drei Reihenfolgen der Schwermetalle, die sich für die chemischen Untersuchungsreihen - jeweils für die Abnahme der Beweglichkeit - aufstellen lassen:

Niederschlag: Zn > Mn > Ni > Cr > Cd > Co > Fe > Cu > Pb
 Boden: Co > Ni > Cd > Zn > Fe > Mn > Cr > Cu > Pb
 Wasser: Cr > Ni > Cd > Zn > Co > Fe > Mn > Cu > Pb.

Zusammengefaßt ergibt das die Beweglichkeitsreihe

Ni > Zn > Cd > Co > Cr > Mn > Fe > Cu > Pb.

Diese Reihenfolge gilt jedoch nur für die im Boden bzw. im Wasser herrschenden pH-Werte zwischen 5,5 und 6.

Bei den Oberflächenwässern wurde zusätzlich untersucht, ob und wie sich der Schwermetallgehalt ober- und unterhalb der bebauten Hauptterrasse verändert. Eine Verunreinigung durch Abwässer ist jedoch nicht zu beobachten, bei den meisten Schwermetallen nimmt die Konzentration mit zunehmender Bachlänge sogar leicht ab (Tab. 24).

Tab. 24: Schwermetallgehalte von Oberflächenwässern in ppb

	Rienz	Ahrn	Grün- bach	Grubbach		Winnebach		Terner Bach	
				1	2	1	2	1	2
Mn	4.3	3.5	2.2	2.2	1.7	1.6	1.2	1.5	1.6
Fe	51.0	11.0	21.0	95.0	86.0	56.0	42.0	43.0	36.0
Pb	<0.2	0.2	0.2	<0.2	<0.2	0.2	<0.2	<0.2	0.2
Cd	<0.1	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Zn	4.5	6.6	3.6	4.6	4.9	4.1	3.8	2.7	8.5
Cr	2.0	1.7	1.7	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.7
Ni	0.7	1.4	0.7	0.7	0.7	0.7	1.4	1.4	2.9
Cu	1.8	3.2	1.4	0.9	1.8	0.9	0.9	0.4	3.7
Co	33.5	27.3	20.2	1.2	0.8	1.1	0.8	1.5	0.7

1 = oberhalb der Hauptterrasse

2 = unterhalb der Hauptterrasse

Ein direkter Zusammenhang zwischen dem Niederschlag und dem Quellwasser wird am deutlichsten bei den Nitratwerten, wo auf einen Nitratanstieg im Regenwasser alle Quellen reagieren. Die Verzögerungszeit für den Durchgang im Boden beträgt ungefähr zwei Monate. Damit erweist sich NO_3 als beweglichstes Anion - analog z. B. Zn bei den Kationen - im Gegensatz zu SO_4 oder PO_4 .

Bei den Schwermetallen zeigen sich vereinzelt Parallelen zwischen dem Niederschlag und L4, v. a. bei Mangan, Eisen und Kupfer. Aufgrund des verschiedenen Ionenverhaltens im Boden ist jedoch eine zuverlässige Aussage über direkte Zusammenhänge Niederschlag - Quellwasser mit Hilfe der Schwermetalle nur in geringem Umfang möglich und mit großer Unsicherheit behaftet. Zudem besteht bei L4 noch der Verdacht auf Verunreinigung durch Abwässer. Ein Indiz dafür ist einmal der vergleichsweise hohe KMnO_4 -Verbrauch sowie ein leicht gestörtes Ca-Mg-Verhältnis. Normalerweise ist viel mehr Calcium als Magnesium vorhanden, das Verhältnis beträgt dann 4-5:1 (HÜTTER 1984) wie bei BG1 (4,2) oder M1 (5,3). Bei L4 kommen in einigen Monaten jedoch Quotienten von wenig über oder unter 1 vor (Januar 0,7; Februar 1,5; März 1,2), im Jahresdurchschnitt ergibt sich ein Verhältnis von 3,1. Ein anderes Kationenpaar, das öfter zur Typisierung von Grundwasser und Grundwasserleitern herangezogen wurde, ist Barium und Strontium (MATTHESS 1973). Das Ba/Sr-Verhältnis ist mit 0,23 bei Quellen in penninischen Gesteinen deutlich am niedrigsten, dann folgen Granit- und Orthogneiswässer und die höchsten Werte erreichen Paragneis und Quartärwässer (Tab. 25). Als Vergleichswerte aus der Literatur seien erwähnt Lias mit 0,16 und Buntsandstein mit 5,6 (MATTHESS 1973).

Tab. 25: Ba/Sr-Verhältnis von Quellen und Niederschlag

Probe	M1	L4	L8	K2	BG1	P2	NS
Ba : Sr	1.52	0.95	1.32	1.69	0.86	0.23	10.5

Eine weitere Klassifizierung der Grundwässer ist die nach dem Gehalt an Hauptkationen und -anionen. Danach handelt es sich überwiegend um Ca-HCO_3^- und Na-HCO_3^- -Wässer. Abschließend läßt sich feststellen, daß die Quellen und Bäche im Untersuchungsgebiet bis auf ganz wenige Ausnahmen nicht oder nur sehr gering belastet sind. Verunreinigungen sind lokal begrenzt und meist auf landwirtschaftliche Abwässer oder Düngung zurückzuführen (Beispiel BG2). Die Quellen unterschreiten sämtliche für Trinkwasser festgesetzten Höchstgrenzen für Schadstoffe, bei den Schwermetallen teilweise mit dem Sicherheitsfaktor 10. Das qualitativ beste Wasser weist L8 auf, am bedenklichsten erscheint L4; diese Quelle wurde auch kurz nach Ende des Beobachtungszeitraumes durch L8 als Wasserversorgung für mehrere Höfe ersetzt. Ein Problem für die Zukunft scheint nicht so sehr die unmittelbare anthropogene Belastung in diesem Raum zu sein als vielmehr die durch Ferntransport auftretenden Schwermetall-Immissionen, die durch den Niederschlag in den Boden eingebracht werden. Die ohnehin geringmächtige Überdeckung mit alpinen Rohböden weist nur eine begrenzte Aufnahmefähigkeit auf; zudem ist die Reinigungswirkung der darunter anstehenden Kluftwasserleiter sehr schlecht im Vergleich mit Lockergesteinen. Bei gleichbleibenden oder sogar steigenden Schadstoffgehalten im Regen wird sich dies zweifellos durch erhöhte Schwermetallwerte im Quellwasser bemerkbar machen.

Literaturverzeichnis

- ABMAYR F.S.A.: Das Bad Ratzes.- Bozen 1921.
- ABMAYR F.S.A.: Von den Eigenschaften und Wirkungen des Mineral- und Gesundbrunnens Perfahl im Pustertal.- Ed. M. GRASSMAYR, 64 S., Bozen 1734.
- AITANG H. & HÄNI H.: Dissolving Heavy Metals from Soils with Acids in Order to Approximate Total Element Content.- Zschr. Pflanzenern. Bodenk. 146: 481-493, Weinheim 1983.
- ANDERSON H.A., FRASER A.R., HEPBURN A. & RUSSELL J.D.: Chemical and infrared spectroscopic studies of fulvic acid fractions from a podsol.- J. Soil Science, 28: 623-633, Oxford 1977.
- ASCHE N. & BEESE F.: Untersuchungen zur Schwermetalladsorption in einem sauren Waldboden.- Zschr. Pflanzenern. Bodenk. 149: 172-180, Weinheim 1986.
- BAMBERG H.F. & HÄFNER F.: Laborative Bestimmung von Porosität (Porenanteil) und Durchlässigkeit an Locker- und Festgesteinsproben.- Zschr. angew. Geologie 27, H.5, Berlin 1981.
- BAUMGARTNER A., REICHEL E. & WEBER G.: Der Wasserhaushalt der Alpen.- 343 S., München 1983.
- BEHRENS H.: Verbesserung des qualitativen und quantitativen Nachweises von nebeneinander vorliegenden Fluoreszenztracern durch systematische Probenbehandlung.- GSF-Bericht R 290, Neuherberg/ München 1982.
- BENDER F.: Angewandte Geowissenschaften Bd. III.- 674 S., Stuttgart 1984.
- BERGMANN H.: Bestimmung von Spurenelementen in Gewässern mittels Atom-Absorptions-Spektroskopie.- Zschr. Angew. Atom-Spektroskopie, H. 23, Überlingen 1980.
- BERROW M.L. & WILSON M.J.: The mineralogy and heavy metal content of some serpentinite soils in north-east Scotland.- Chem. Erde Bd. 37: 181-205, Jena 1978.
- BEYER F.: Zum mittleren Kluftabstand aus der Anzahl von Kluftanschnittlinien.- Rock Mechanics, Vol. 14: 235-251, New York 1982.
- BLAAS J.: Über die geologische Position einiger Trinkwasserquellen in den Alpen (Innsbruck, Kufstein, Brixen, Bozen, Eggental).- Zschr. f. prakt. Geol. Preuss. Geol. L. Anst., 59: 194-217, Berlin 1896.
- BOCK H.: Das fundamentale Kluftsystem.- Z. dt. Geol. Ges. 131: 627-650, Hannover 1980.
- BORSI S., DEL MORO A., SASSI F.P. & ZIRPOLI G.: Metamorphic evolution of the Austridic rocks to the south of the Tauern Window (Eastern Alps): radiometric and geopetrologic data.- Mem. Soc. Geol. It. 12: 549-571, 1973.

- BOUMA J. & VAN DER PLAS L.: Genesis and morphology of some alpine pseudogley profiles.- J. Soil Science 22: 81-93, Oxford 1971.
- CHAPMAN G.A. & McCRADY J.K.: Determination of copper complexing capacity of natural river water, well water and artificially reconstituted water.- Water research, Vol. 13: 143-150, 1979.
- CHEN Y., SENESI N. & SCHNITZER M.: Chemical degradation of humic and fulvic acids extracted from mediterranean soils.- J. of Soil Science, 29: 350-359, Oxford 1978.
- CHESHIRE M.V., BERROW M.L., GOODMAN B.A. & MUNDIE C.M.: Metal distribution and nature of some Cu, Mn and V complexes in humic and fulvic acid fractions of soil organic matter.- Geochim. Cosmochim. Acta, Vol. 41: 1131-1138, Oxford 1977.
- CICCOTTI U.: L'industria idroelettrica.- Centro di Studi della Università di Bologna, Bologna 1957.
- CRAMER H.: Grundwasser und Quellen des Bayerischen Alpengebietes.- Geol. Bav. 17: 150-163, München 1953.
- DAL PIAZ G.: Studi geologici sull' Alto Adige Orientale e regione limitrofe.- Mem. Ist. Geol. Univ. Padova X, 238 S., 1934.
- DAVIES R.J., CHESHIRE M.V. & GRAHAM-BRYCE I.J.: Retention of low levels of copper by humic acid.- J. Soil Science 20: 65-71, Oxford 1969.
- DEL MORO A. & VISONA D.: The epiplutonic Hercynian Complex of Bressanone (Brixen, Eastern Alps, Italy): petrologic and radiometric data.- N. Jb. Min. Abh. 145: 66-85, 1982.
- DE TEMMERMAN L.O., HÖNIG M. & SCOKART P.O.: Determination of "normal" levels and upper limit values of trace elements in soils.- Zschr. Pflanzenern. Bodenk. 147: 687-694, Weinheim 1984.
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen (DEV).- Hrg. Fachgr. Wasserchemie G. D. Ch., Weinheim 1971.
- DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT: Schadstoffe im Wasser. Band I. Metalle.- Forschungsbericht, 446 S., Boppard 1982.
- DRACOS T.: Hydrologie. Eine Einführung für Ingenieure.- 194 S., Wien/New York 1980.
- EBERT K.H. & SEFZIG E.: Erfahrungen bei der Bestimmung der Elemente Arsen, Blei, Cadmium, Chrom und Selen im Rahmen der Anforderungen der Trinkwasser-Verordnung mittels der flammenlosen Atom-Absorptions-Spektroskopie.- Zschr. Angewandte Atom-Absorptions-Spektroskopie, H. 11, Überlingen 1978.
- EDEN D. & PRÖSL K.-H.: Die Bedeutung der ungesättigten Zone im nord-alpinen Raum.- Z. dt. geol. Ges., 136: 331-340, Hannover 1985.
- EDEN D., PRÖSL K.-H., STICHLER W. & UDLUFT P.: Der Einfluß quartärer Deckschichten auf den Wasserhaushalt eines kalkalpinen Einzugsgebietes.- Z. dt. geol. Ges., 134: 755-772, Hannover 1983.

- ERIKSSON E., GUSTAFSSON Y. & NILSSON K.: Ground water problems.- London 1968.
- FISCHER W.R.: Die Komplexierung von Cu, Pb und Cd durch wasserlösliche Huminstoffe. I. Der polarigraphische Nachweis der Komplexierung von Schwermetallen mit wasserlöslichen Huminstoffen.- Zschr. Pflanzenern. Bodenk. 147: 449-455, Weinheim 1984.
- FISCHER W.R.: Die Komplexierung von Cu, Pb und Cd durch heißwasserlösliche Huminstoffe. II. Die Stabilität der gebildeten Komplexe.- Zschr. Pflanzenern. Bodenk. 149: 120-129, Weinheim 1986.
- FISCHER W.R. & FECHTER H.: Analytische Bestimmung und Fraktionierung von Cu, Zn, Pb, Cd, Ni und Co in Böden und Unterwasserböden.- Zschr. Pflanzenern. Bodenk. 145: 151-160, Weinheim 1982.
- FLAIG W.: Zur chemischen Konstitution der Huminsäuren.- Zschr. Pflanzenern. Düngung Bodenk. 51, H. 3: 193-212, Weinheim 1950.
- FLAIG W., SCHEFFER F. & KLAMROTH B.: Zur Charakterisierung der Huminsäuren des Bodens.- Zschr. Pflanzenern. Düngung Bodenk. 71: 33-57, Weinheim 1955.
- FÖRSTNER U. & MÜLLER G.: Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung.- 225 S., Heidelberg 1974.
- FÖRSTNER U. & WITTMANN G.T.W.: Metal Pollution in the Aquatic Environment.- 486 S., Berlin 1981.
- FRANZ H.: Ökologie der Hochgebirge.- 495 S., Stuttgart 1979.
- FRIMMEL F.H.: Komplexbildung durch Huminstoffe eines Braunwassersees.- Vom Wasser, 49, Weinheim 1977.
- FRIMMEL F.H., GEYWITZ J. & QUENTIN K.-E.: Modelle für Eisen-Huminstoffkomplexe.- Vom Wasser, 57, Weinheim 1981.
- GHOSH K. & SCHNITZER M.: UV and visible absorption spectroscopic investigations in relation to macromolecular characteristics of humic substances.- J. Soil Science, 30: 735-745, Oxford 1979.
- GIZYCKI P.v.: Petrographisch-geochemische Untersuchungen an periadriatischen Plutonen und ihren Rahmengesteinen am SW-Rand des Tauernfensters (Südtirol).- Diss. Univ. München, 154 S., München 1977.
- GOLDWURM C.: Das Mineralbad Roncegno in Südtirol.- Braumüller, 60, Wien 1885.
- GRUHN A., MATTHESS G., PEKDEGER A. & SCHOLTIS A.: Die Rolle der gelösten organischen Substanz beim Transport von Schwermetallen in der ungesättigten Bodenzone.- Z. dt. geol. Ges., 136: 417-427, Hannover 1985.
- GUEMBEL C.W.: Geologische Bemerkungen über die warme Quelle des Brennerbades und ihre Umgebung.- Sitzungsber. Ak. d. Wiss., 21: 79, München 1893.

- HACKL A. & MALISSA H.: Schwermetalle in der Umwelt.- Schriftenreihe d. TU Wien, Bd. 17, 160 S., Wien 1980.
- HÄHNE R. & FRANKE V.: Bestimmung anisotroper Gebirgsdurchlässigkeiten in situ im grundwasserfreien Festgestein.- Zschr. angew. Geologie 29, H. 5, Berlin 1983.
- HANTKE R.: Eiszeitalter Bd. 3.- 730 S., Thun 1983.
- HAWORTH R.D.: The chemical nature of humic acid.- Soil Science, Vol. 111: 71-79, 1971.
- HEINRICHS H. & MAYER R.: Die räumliche Variabilität von Schwermetall-Konzentrationen in Niederschlägen und Sickerwasser von Waldstandorten des Sollings.- Zschr. Pflanzenern. Bodenk. 145: 202-206, Weinheim 1982.
- HEITFELD K.-H.: Hydro- und baugelogeologische Untersuchungen über die Durchlässigkeit des Untergrundes an Talsperren des Sauerlandes.- Geol. Mitt. 5: 1-210, Aachen 1965.
- HERMS U. & BRÜMMER G.: Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden.- Zschr. Pflanzenern. Bodenk. 147: 400-424, Weinheim 1984.
- HERRMANN R.: Einführung in die Hydrologie.- 151 S., Stuttgart 1977.
- HILDEBRAND E.E.: Die Bindung von Immissionsblei in Böden.- Freiburger Bodenk. Abh., H. 4, Freiburg 1974.
- HÖLL K.: Wasser.- 423 S., Berlin 1970.
- HÖLTING B.: Hydrogeologie.- 340 S., Stuttgart 1980.
- HÖTZL H., KOENZEN J.-P., MERKLER G., METZLER F. & ROTHENGATTER P.: Hydrogeologische Untersuchungen zur Kennzeichnung der Durchlässigkeit von klüftigen Festgesteinen.- Veröffentl. d. Inst. f. Boden- und Felsmechanik d. Univ. Karlsruhe, H. 87: 143-174, Karlsruhe 1981.
- HOFFMANN W.: Humusstoffe, Huminsäuren und ihre Bestimmung.- Zschr. Pflanzenern. Düngung Bodenk. 51: 161, Weinheim 1950.
- HOFMANN K.-H., KLEINSCHRODT R., LIPPERT R., MAGER D. & STÖCKHERT B.: Geologische Karte des Altkristallins südlich des Tauernfensters zwischen Pfunderer Tal und Tauferer Tal (Südtirol).- Der Schlern, 57: 572-590, Bozen 1983.
- HÜTTER L.A.: Wasser und Wasseruntersuchung.- 344 S., Frankfurt/Main 1984.
- KÄSS W.: Erfahrungen mit Uranin bei Färbeversuchen.- Steir. Beitr. Hydrogeol., Jg. 66/67: 123-134, Graz 1967.
- KÄSS W.: Die Anwendbarkeit der hydrogeologischen Markierungsmittel zur Untersuchung der Beziehungen zwischen Grundwasser und oberirdischem Wasser.- Z. dt. geol. Ges., Sonderh. Hydrogeol. Hydrochem., Hannover 1970.
- KARRENBERG H.: Hydrogeologie der nichtverkarstungsfähigen Festgesteine.- 284 S., Wien/New York 1981.

- KELLER G.: Angewandte Hydrogeologie.- 412 S., Hamburg 1969.
- KELLER R.: Gewässer und Wasserhaushalt des Festlandes.- 520 S., Berlin 1961.
- KELLER R.: Hydrologie.- 148 S., Darmstadt 1980.
- KLAPPER H., OBENAU R. & SCHMIDT K.: Das Vorkommen von Huminsäuren in Oberflächenwässern und eine Methode zu ihrer quantitativen Bestimmung.- Wasserwirtschaft-Wassertechnik (WWT), Jg. 10, H. 8: 367-370, 1960.
- KLEBELSBERG R.v.: Geologie von Tirol.- Berlin 1935.
- KÖNIG N., BACCINI P. & ULRICH B.: Der Einfluß der natürlichen organischen Substanzen auf die Metallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung in einem sauren Waldboden.- Zschr. Pflanzenern. Bodenk. 149: 68-82, Weinheim 1986.
- KRESS B.M.: Phosphorescence Emission Investigations and Excited Triplet States of Humic Substances.- Chem. Erde Bd. 37: 80-100, Jena 1978.
- KRESS B.M. & ZIECHMANN W.: Interactions between Humic Substances and Aromatic Hydrocarbons.- Chem. Erde Bd. 36: 209-217, Jena 1977.
- KUBAT O.: Die Niederschlagsverteilung in den Alpen mit besonderer Berücksichtigung der jahreszeitlichen Verteilung.- Veröff. d. Univ. Innsbruck, 73, Innsbruck 1972.
- LANGGUTH H.-R. & VOIGT R.: Hydrogeologische Methoden.- 486 S., New York 1980.
- MARK H.B.Jr. & MATTSON J.S.: Water Quality Measurement.- 485 S., New York 1981.
- MATTHESS G.: Die Beschaffenheit des Grundwassers.- 324 S., Stuttgart 1973.
- MAYRHOFER J.: Die Pragser Heilquellen.- Der Schlern, 5: 84-87, Bozen 1924.
- MEIER G. & REUTER F.: Über den hydrodynamisch wirksamen Kluftkörper.- Zschr. angew. Geologie 20: 516-520, Berlin 1974.
- MERIAN E.: Metalle in der Umwelt.- 722 S., Weinheim 1984.
- MÖBUS G.: Der Kluftkörperquerschnitt, eine Darstellungsform für die Kartierung des Gebirgskörpers.- Zschr. geol. Wiss. 10: 595-606, Berlin 1982.
- MOORE J.W. & RAMAMOORTHY S.: Heavy metals in natural waters.- 268 S., New York 1984.
- MOOS A.v. & QUERVAIN F. de: Technische Gesteinskunde.- Basel 1948.
- MORANDINI G.: Campagna limnologica nel Gruppo di Sella.- Boll. Pesca, Piscic. e Idrobiol., 8: 748-749, Roma 1932.
- MÜLLER K.E.H.: Zur Definition des Durchtrennungsgrades.- Rock Mechanics Suppl. 3: 17-29, New York 1974.
- MÜLLER-WEGENER U.: Fluoreszenzspektroskopische Untersuchungen an Huminsäuren.- Zschr. Pflanzenern. Bodenk. 140: 563-570, Weinheim 1977.

- MÜLLER-WEGENER U.: Wechselwirkungen von Huminstoffen mit Aminosäuren.- Zschr. Pflanzenern. Bodenk. 145: 411-420, Weinheim 1982.
- MÜLLER-WEGENER U.: Über die Adsorption von umweltrelevanten Chemikalien in Böden. II. Die Bindung an suspendierte und gelöste Huminstoffe.- Chem. Erde Bd. 42: 111-119, Jena 1983.
- MURRAY K. & LINDER P.W.: Fulvic acids: structure and metal binding. I. A random molecular model.- J. Soil Science 34: 511-523, Oxford 1983.
- MURRAY K. & LINDER P.W.: Fulvic acids: structure and metal binding. II. Predominant metal binding sites.- J. Soil Science 35: 217-222, Oxford 1984.
- NEUMANN R.: Geologie für Bauingenieure.- 784 S., München 1964.
- NIEDERMAIR J.: Heimatbuch Terenten.- 236 S., Bozen 1979.
- OBERHOFER-LECHNER R.: Die Morphologie des Mittelgebirges zwischen Pfunderertal und Kiens.- Diss. Univ. Padua, 108 S., Padua 1976.
- PERNA E. & PERNA G.: Le acque minerali del Trentino e dell' Alto Adige.- Economia Trentina, 23 (4): 5-31, Trento 1974.
- PESCHEL A.: Natursteine.- 390 S., Leipzig 1977.
- PRÖSL K.-H.: Hydrogeologie der Tiroler Achen unter Berücksichtigung der Schwermetallführung alpiner Gewässer.- Diss. TU München, 204 S., München 1977.
- RAM N. & RAMAN K.V.: Stability constants of complexes of metals with humic and fulvic acids under non-acid-conditions.- Zschr. Pflanzenern. Bodenk. 147: 171-176, Weinheim 1984.
- REAVES G.A. & BERROW M.L.: Total copper contents of Scottish soils.- J. Soil Science 35: 585-592, Oxford 1984.
- REICHEL B.: Die Schwermetalle Cd, Pb, Cu und Zn und andere Anzeichen anthropogener Verschmutzung im Grundwasser, Flußwasser, Niederschlag und in Talsedimenten nordwestlich von Erlangen.- Diss. Univ. Erlangen, 104 S., Erlangen 1982.
- REINDL C.: 35 Jahre Etschauenutzung.- Wasserkraft und Wasserwirtschaft, 26: 161-162, Berlin 1931.
- REISSINGER M.: Zur Geochemie der Greiner Schiefer Serie im Bereich des oberen Schlegeisgrundes (Zillertaler Alpen/Tirol).- Diss. Univ. München, 60 S., München 1976.
- RICHTER W. & LILLICH W.: Abriß der Hydrogeologie.- 281 S., Stuttgart 1975.
- RINGHARDTZ J.: Einführung in die Fluoreszenz-Spektroskopie.- Zschr. Angewandte UV-Spektroskopie, H. 4, Überlingen 1981.
- RISSLER P.: Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von klüftigem Fels.- Diss TH Aachen, 145 S., Aachen 1977.
- RITCHIE G.S.P. & POSNER A.M.: The effect of pH and metal binding on the transport properties of humic acids.- J. Soil Science 33: 233-247, Oxford 1982.

- SCHEFFER F.: Lehrbuch der Bodenkunde.- 394 S., Stuttgart 1976.
- SCHEFFER F. & WELTE E.: Die Anwendung der Absorptionsspektroskopie in der Humusforschung.- Zschr. Pflanzenern. Düngung Bodenk. 48: 250-263, Weinheim 1950.
- SCHLICHTING E.: Kupferbindung und -fixierung durch Huminsäuren.- Zschr. Pflanzenern. Düngung Bodenk. 69: 134-136, Weinheim 1955.
- SCHMITT H.W. & STICHER H.: Prediction of heavy metal contents and displacement in soils.- Zschr. Pflanzenern. Bodenk. 149: 157-171, Weinheim 1986.
- SCHÖTTLER U.: Untersuchungen zur Bestimmung der Reinigungswirkung von Böden am Beispiel von Schwermetallionen (Zn, Cu und Pb).- Geol. Mitt 12: 61-76, Aachen 1972.
- SCHROLL E.: Analytische Geochemie. Bd. I , II.- Stuttgart 1973.
- SCHULZ H.D.: Chemische Vorgänge beim Übergang vom Sickerwasser zum Grundwasser.- Geol. Mitt. 10: 151-204, Aachen 1970.
- SCHWERTMANN U., FISCHER W.R. & FECHTER H.: Spurenelemente in Bodensequenzen I und II.- Zschr. Pflanzenern. Bodenk. 145: 161-196, Weinheim 1982.
- SCHWILLE F.: Das Härtedreieck.- Zschr. Gas- und Wasserfach 98, H. 12, München 1957.
- SCHWILLE F. & UBELL K.: Strömungsvorgänge im vermaschten Kluftmodell.- Zschr. Gas- und Wasserfach 123, H. 12: 585-593, München 1982.
- SEEKAMP G.: Umsatz von Schwermetallen in Waldökosystemen.- Diss. Univ. Göttingen, 129 S., Göttingen 1976.
- SEILER K.-P.: Ein Versuch zur Bestimmung der Strömungsart in Klüften des saarländischen Mittleren Buntsandsteins.- Z. dt. geol. Ges. 123: 45-52, Hannover 1972.
- SENESE N., GRIFFITH S.M., SCHNITZER M. & TOWNSEND M.G.: Binding of Fe^{3+} by humic materials.- Geochim. Cosmochim. Acta, Vol. 41: 969-976, Oxford 1977.
- SIEWERT W.: Über den Kluftflächeninhalt von Festgesteinen.- Arb. Inst. Geol. Pal. Univ. Stuttgart, NF 76: 83-92, Stuttgart 1980.
- SPITELLER M. & SCHNITZER M.: A comparison of the structural characteristics of polymaleic acid and a soil fulvic acid.- J. Soil Science 34: 525-537, Oxford 1983.
- STEINHÄUSSER H.: Gebietsverdunstung und Wasservorrat in Flußgebieten verschiedener Höhenlagen der SE-Alpen.- Wasserwirtschaft 62: 342-346, Stuttgart 1972.
- STÖCKHERT B.: Deformation und retrograde Metamorphose im Altkristallin S' des westlichen Tauernfensters (Südtirol).- Diss. Univ. Erlangen, 214 S., Erlangen 1982.
- SWIFT R.S. & POSNER A.M.: Nitrogen, phosphor and sulphur contents of humic acids fractionated with respect to the molecular weight.- J. Soil Science 23: 50-57, Oxford 1972.

- THURNER A.: Hydrogeologie.- 350 S., Wien/New York 1967.
- TILEMANS J.: Baadordnung, von Probirung der Bäder und Instructio und Gebrauch der Bäder.- Brixen 1681.
- TISDALL J.M. & OADES J.M.: Organic matter and water stable aggregates in soil.- J. Soil Science 33: 141-163, Oxford 1982.
- TRENER G.B. & MORANDINI G.: Ricerche limnologiche sugli alti laghi alpini della Nemezia Tridentina.- Suppl. Boll. di Pesca, Piscicoltura e Idrobiol., 10: 5-141, Roma 1936.
- TRÜBY P.: Elementumsatz in einer bewässerten Pararendzina der südlichen Oberrheinebene unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetalle.- Freiburger Bodenkundl. Abh., H. 12, Freiburg 1983.
- TURFKIAN K.K. & WEDEPOHL K.H.: Distribution of the Elements in some Major Units of the Earth's Crust.- Bull. Geol. Soc. Am. 72: 175-192, 1961.
- UDLUFT P., MERKEL B. & PRÖSL K.-H.: Recent Investigations in the Zone of Aeration.- Proc. Int. Symp. Munich 1984, Vol. 1 + 2, Darmstadt 1984.
- VILLWOCK R.: Industrie-Gesteinskunde.- 280 S., Offenbach/Main, 1966.
- VISSER S.A.: A physico-chemical study of the properties of humic acids and their changes during humification.- J. Soil Science 15: 202-219, Oxford 1964.
- WAGENBRETH O. & LANGE P.: Zur Bestimmung der Wasseraufnahme von Natursteinen.- Zschr. angew. Geol. 19, H. 12, Berlin 1973.
- WEICHELT T.: Chemische Wechselbeziehungen zwischen Ligninen und synthetischen sowie natürlichen Huminsäuren.- Zschr. Pflanzenern. Bodenk. 145: 427-437, Weinheim 1983.
- WELTE E.: Über die Entstehung von Huminsäuren und Wege ihrer Reindarstellung.- Zschr. Pflanzenern. Düngung Bodenk. 56: 105-139, Weinheim 1952.
- WELZ B.: Atomabsorptionsspektrometrie.- Weinheim 1983.
- WILHELM F.: Physikalisch-chemische Untersuchungen in den bayerischen Alpen und im Alpenvorland.- Münchner Geogr. Hefte, H. 10, Kallmünz/Regensburg 1956.
- WILLIN E.: Untersuchungen über das Komplexierungsvermögen von Gewässerhuminsäure.- Diss. Univ. Karlsruhe, 99 S., Karlsruhe 1977.
- WINKLER P.: Zur Trendentwicklung des pH-Wertes des Niederschlags in Mitteleuropa.- Zschr. Pflanzenern. Bodenk. 145: 576-585, Weinheim 1982.
- WIRTH K.: Spurenelementgehalte in Quellwässern und ihre Beziehungen zum durchflossenen Gestein.- Geol. Mitt. 12: 367-388, Aachen 1973.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO): International Standards for Drinking Water.- Genf 1979.

WUNDT W.: Gewässerkunde.- 320 S., Berlin 1953.

YARON B., DAGAN G. & GOLDSHMID J.: Pollutants in Porous Media.- 296 S., Berlin 1984.

ZIECHMANN W.: Huminstoffe.- Weinheim 1980.

Anhang A

Chemische Zusammensetzung verschiedener Gesteine in Gew.-% bzw.
ppm (*)

	BG	OG	PG	GS	W	ZG	AM	AG
SiO ₂	71.70	75.40	65.00	56.60	67.80	75.30	52.60	70.30
P ₂ O ₅	n.b.	0.15	0.38	0.36	n.b.	n.b.	n.b.	0.21
TiO ₂	0.41	0.16	0.65	0.80	0.31	0.37	0.63	0.42
Al ₂ O ₃	15.40	13.50	14.40	20.80	16.80	13.30	15.50	15.00
Fe ₂ O ₃	3.65	0.53	6.50	7.16	3.95	4.60	12.00	0.24
MnO	0.04	0.03	0.07	0.06	0.07	0.12	0.18	0.04
MgO	1.05	0.17	3.19	3.08	2.02	0.81	6.70	0.93
CaO	2.54	0.55	2.98	1.41	3.92	1.70	8.50	1.13
Na ₂ O	2.18	2.73	2.80	2.07	3.24	3.60	0.68	3.14
K ₂ O	3.60	5.09	2.34	3.92	1.96	0.91	1.60	4.37
Glühverl.	1.00	0.60	1.61	3.54	0.70	1.00	3.20	1.13
Rb (*)	255.0	195.0	n.b.	n.b.	104.0	48.0	32.0	114.0
Sr (*)	161.0	21.0	n.b.	n.b.	485.0	112.0	474.0	145.0
Zr (*)	183.0	102.0	n.b.	n.b.	125.0	122.0	17.0	170.0
Ba (*)	753.0	157.0	n.b.	n.b.	620.0	n.b.	n.b.	729.0
Zn (*)	n.b.	41.0	n.b.	n.b.	n.b.	26.0	30.0	56.0
Cu (*)	n.b.	13.0	n.b.	n.b.	n.b.	16.0	3.0	14.0
Ni (*)	n.b.	8.0	n.b.	n.b.	n.b.	26.0	18.0	13.0
Cr (*)	n.b.	20.0	n.b.	n.b.	n.b.	450.0	110.0	34.0

BG = Brixener Granit OG = Orthogneis PG = Biotit-Paragneis
GS = Glimmerschiefer W = Winnebach-Granit ZG = Zweiglimmergneis
AM = Amphibolit AG = Augengneis

W, BG: Angaben aus GIZICKY, v. (1977)

OG, AG: Angaben aus STÖCKHERT (1982)

PG, GS: Angaben aus DAL PIAZ (1934)

ZG, AM: Angaben aus REISSINGER (1976)

Anhang B

Geräteparameter für Graphitrohr-AAS

	Wellen- länge (nm)	Spalt (nm)	Lampen- strom (A)	Trocknen (Temperatur/Ramp (°C)	Vorbehandeln Time/Hold Time) (s)	Atomisieren (s)
Al	309.3	0.7	10	120/2/20	1500/1/20	2700/1/5
Ba	553.6	0.2	10	120/2/20	1500/2/20	2700/1/5
Cd	228.8	0.7	7	120/2/20	250/1/20	2100/1/5
Co	240.7	0.2	15	120/2/20	1000/1/20	2700/1/5
Cr	357.9	0.7	10	120/2/20	1200/1/20	2700/1/5
Cu	324.8	0.7	10	120/2/20	900/1/20	2250/1/5
Fe	248.3	0.2	15	120/2/20	1200/1/20	2700/1/5
Mn	279.5	0.2	15	120/2/20	1100/1/20	2700/1/5
Ni	232.0	0.2	15	120/2/20	1000/1/20	2700/1/5
Pb	283.3	0.7	7	120/2/20	500/1/20	2300/1/5
Sr	460.7	0.7	10	120/2/20	1200/1/20	2700/1/5
Zn	213.9	0.7	10	120/2/20	400/1/20	2200/1/5

Anhang C

Vergleich Analysenwerte - Nachweisgrenzen - Fehlerbereich (Angaben in ppb)

	Analysenwerte	Nachweisgrenze		Fehlerbereich (%)
		A	B	
Al	3-200	0.01	20	1.8
Ba	6-847	0.04	10	1.1
Ca	400-32500	0.05	0.1	0.2
Cd	0.01-3	0.003	2	1.7
Co	0.6-33	0.02	10	4.6
Cr	0.8-10	0.01	3	1.2
Cu	0.1-30	0.02	1	3.3
Fe	10-200	0.02	5	5.4
K	100-7600	0.002	1	0.2
Mg	100-7700	0.004	0.1	0.1
Mn	1-90	0.01	2	0.6
Na	200-12200	0.01	0.5	0.2
Ni	1.3-4.6	0.20	10	3.3
Pb	0.1-30	0.05	10	0.4
Si	350-19600	0.10	100	3.4
Sr	8-85	-	2	13.0
Zn	3-20	0.001	1	1.7

A: Angaben nach WELZ (1983) für Graphitrohr-AAS

B: Angaben nach PERKIN-ELMER für Flammen-AAS

Anhang D

Geräteparameter für Huminsäurespektren

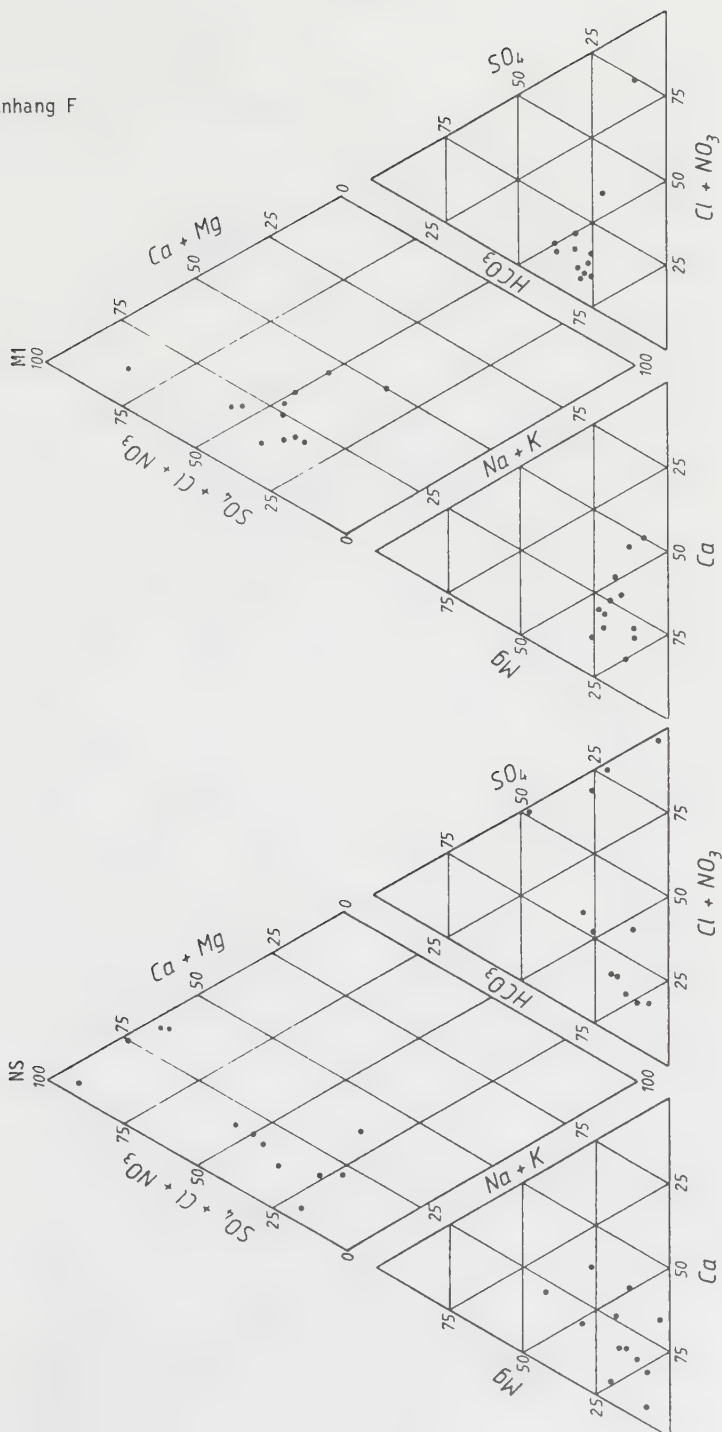
	Anregung (nm)	Emission (nm)
Spaltbreite (Fluo)	4	10
Spaltbreite (Exc)	10	10
Excitation	284	325
Fluo.	500	350
Scan-Bereich	350-550	284-584
Scan-Geschw. (nm/min)	100	100

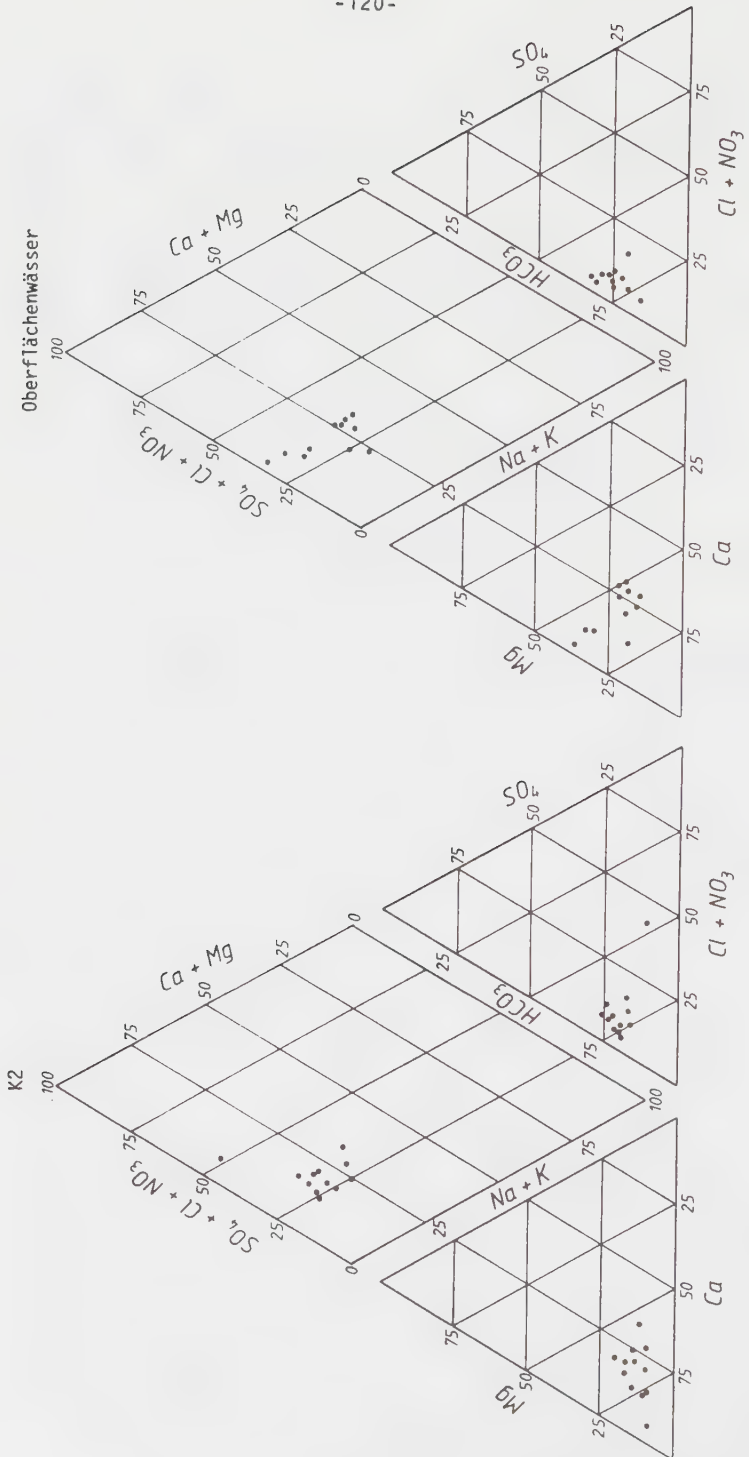
Anhang E

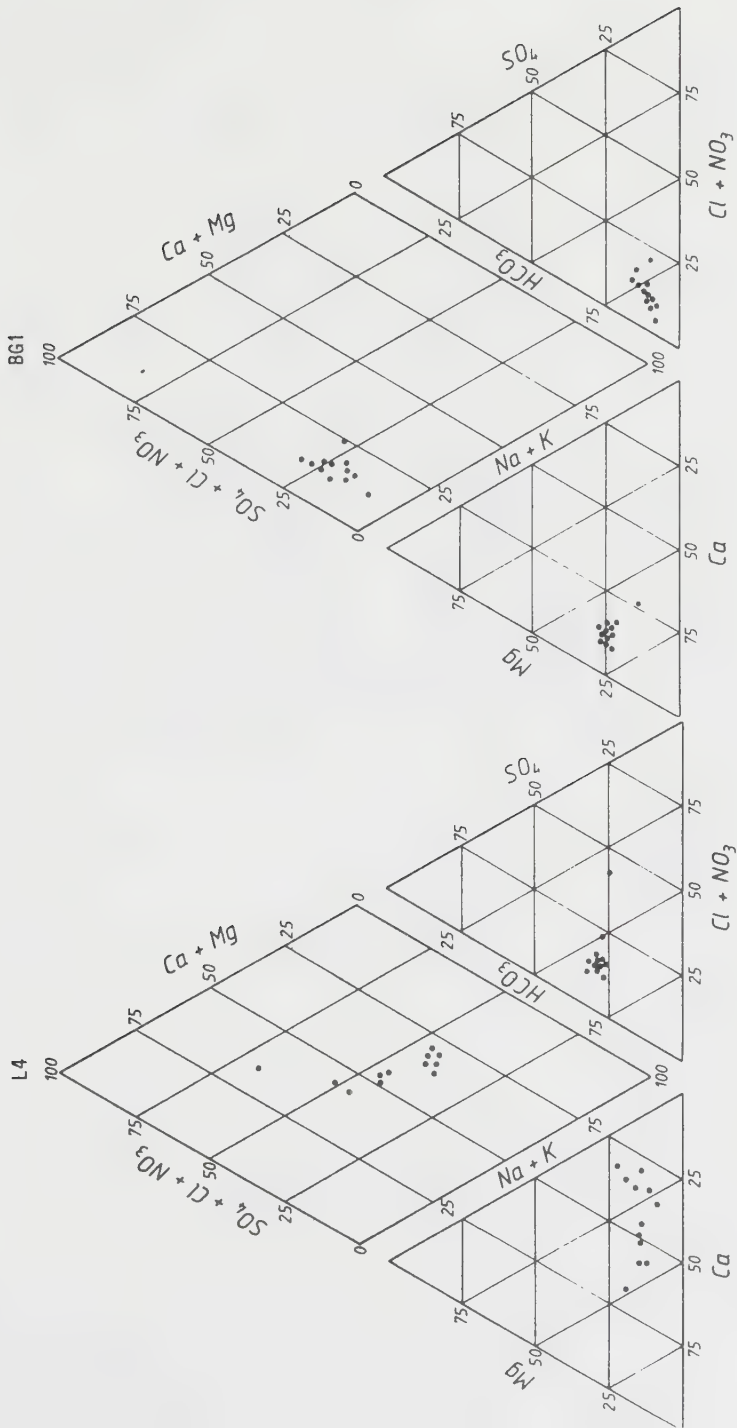
Prozentuale Verteilung der gelösten Schwermetalle in
Austauschlösung (A), Bodenlösung (B) und HS-Fällung (H)

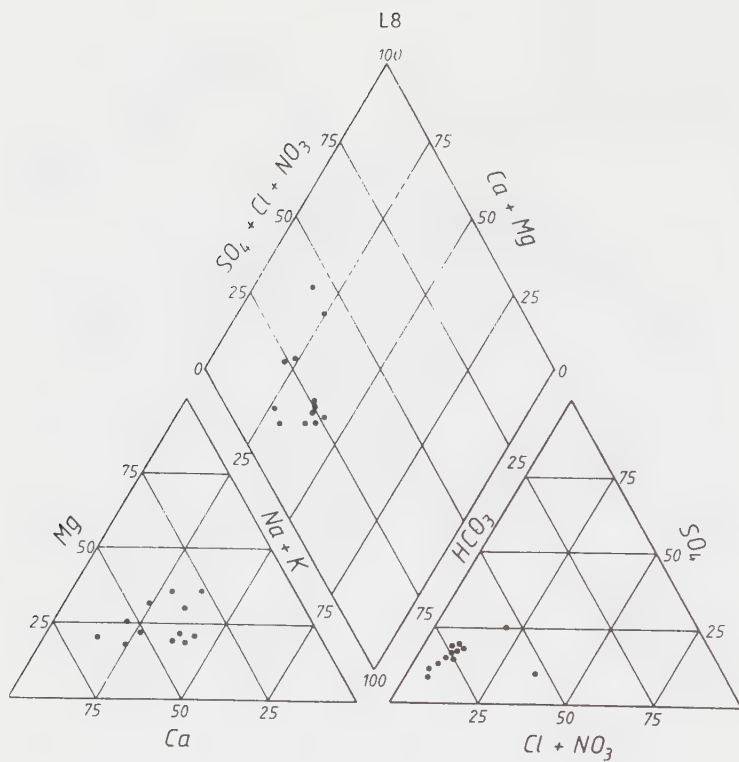
		Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
BP1	A	49.9	85.3	39.9	20.7	45.0	42.7	79.2	34.9	36.0
	B	4.2	4.6	13.8	2.5	4.7	8.3	8.2	0.4	7.0
	H	45.9	10.1	46.3	76.8	50.3	49.0	12.6	64.7	57.0
BP2	A	75.2	73.4	29.7	13.3	41.4	31.3	70.3	1.4	25.3
	B	2.6	4.4	13.6	4.9	0.4	6.2	4.1	0.8	5.0
	H	22.2	22.2	56.7	81.8	58.2	62.5	25.6	97.8	69.7
BP3	A	56.3	81.2	15.1	6.8	40.7	40.3	60.9	5.8	28.4
	B	2.1	2.7	5.0	1.3	0.4	7.5	3.6	0.6	5.3
	H	41.6	16.1	79.9	91.9	58.9	52.2	35.5	93.6	66.3
BP4	A	77.8	93.6	14.9	4.6	26.7	33.9	77.3	8.3	39.7
	B	2.1	0.1	11.6	1.3	4.2	6.6	3.4	0.6	7.3
	H	20.1	6.3	73.5	94.1	69.1	59.5	19.3	91.1	53.0
BP5	A	87.2	71.9	23.2	16.0	31.5	31.9	79.5	7.8	36.9
	B	2.6	0.4	16.5	2.6	5.3	6.0	3.7	1.8	7.1
	H	10.2	27.7	60.3	81.4	63.2	62.1	16.8	90.4	56.0

Anhang F









Anhang G

Analysentabelle für Quellen im Pennin (P2) und Paragneis (K1, K12); Angaben in ppm bzw ppb (*)

	P2	K1	K12
Leitf. (µS)	301.0	41.1	44.4
pH	6.3	5.3	5.8
Temp. (°C)	6.7	6.0	7.5
SiO ₂	4.3	4.0	4.2
Na	1.4	1.1	3.5
K	3.0	1.0	1.5
Ca	38.5	3.9	5.9
Mg	14.7	0.8	1.0
Cl	0.8	1.6	0.5
SO ₄	13.2	4.9	7.6
HCO ₃	195.2	18.3	27.5
PO ₄	0.0	0.0	0.0
NO ₃	0.0	0.0	0.0
Al (*)	6.0	155.0	10.0
Ba (x)	33.0	43.0	33.0
Sr (x)	144.0	27.0	34.0
Fe (x)	9.0	85.0	14.0
Mn (x)	2.0	5.1	1.6
Pb (x)	0.2	4.4	0.1
Cd (x)	0.0	0.2	0.1
Zn (x)	7.6	14.5	11.9
Cr (x)	2.2	3.2	2.3
Ni (x)	2.1	3.3	2.1
Cu (x)	0.7	4.8	3.1
Co (x)	3.0	0.9	1.2

Anhang H

Analysentabelle für Oberflächenwässer; Angaben in ppm
bzw. ppb (*)

	Geländepunkte					
	61	62	63	64	65	66
Leitf. (μ S)	173.0	106.0	54.9	58.5	60.6	52.3
pH	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0
SiO ₂	4.0	3.7	5.0	4.6	4.8	5.2
Na	2.5	1.4	2.6	2.1	2.8	2.4
K	2.1	2.1	1.6	1.4	2.3	2.0
Ca	21.1	13.3	5.4	7.2	7.1	6.2
Mg	5.7	2.3	1.4	1.4	1.5	1.1
Cl	1.2	0.8	1.3	1.0	1.1	1.2
SO ₄	21.6	11.5	5.8	6.5	9.1	8.1
HCO ₃	82.4	42.7	24.4	30.5	30.5	24.4
PO ₄	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NO ₃	3.0	1.7	0.3	0.5	1.5	0.5
Al (*)	24.0	18.0	45.0	18.0	17.0	29.0
Ba (*)	62.0	62.0	45.0	104.0	46.0	33.0
Sr (*)	121.0	66.0	31.0	32.0	34.0	28.0
Fe (*)	51.0	11.0	21.0	86.0	42.0	43.0
Mn (*)	4.3	3.5	2.2	1.7	1.2	1.5
Pb (*)	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1
Cd (*)	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
Zn (*)	4.5	6.6	3.6	4.9	3.8	2.7
Cr (*)	2.0	1.7	1.7	1.6	1.6	1.6
Ni (*)	0.7	1.4	0.7	0.7	1.4	1.4
Cu (*)	1.8	3.2	1.4	1.8	0.9	0.4
Co (*)	33.5	27.3	20.2	0.8	0.8	1.5

Analysentabelle für Oberflächenwässer; Angaben in ppm
bzw. ppb (*)

	Geländepunkte				
	67	35	60	RF1	RV1
Leitf. (μ S)	86.1	399.0	272.0	54.0	52.9
pH	6.0	7.0	7.0	6.0	6.0
SiO ₂	23.1	30.6	15.2	4.5	14.7
Na	3.6	1.8	3.9	1.4	1.9
K	4.0	3.0	3.5	0.9	1.9
Ca	8.5	53.5	31.7	3.5	6.4
Mg	1.9	18.6	10.3	0.8	1.0
Cl	2.9	0.9	1.3	0.9	0.5
SO ₄	9.0	75.3	40.5	6.6	8.3
HCO ₃	36.6	189.0	122.0	42.7	27.5
PO ₄	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NO ₃	4.7	2.3	3.0	0.4	1.2
Al (*)	22.0	29.0	24.0	25.0	13.0
Ba (*)	33.0	31.0	71.0	56.0	56.0
Sr (*)	34.0	176.0	147.0	31.0	26.0
Fe (*)	36.0	34.0	20.0	95.0	56.0
Mn (*)	1.6	2.0	0.5	2.2	1.6
Pb (*)	0.2	0.1	0.1	0.1	0.2
Cd (*)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Zn (*)	8.5	10.7	6.5	4.6	4.1
Cr (*)	1.7	1.3	1.4	1.6	1.6
Ni (*)	2.9	3.6	2.9	0.7	0.7
Cu (*)	3.7	1.1	0.9	0.9	0.9
Co (*)	0.7	0.5	0.5	1.2	1.1

Anhang I

Analysentabelle für NS; Angaben in ppm bzw. ppb (*)
(November 1983 bis April 1984)

	N	D	J	F	M	A
Leitf. (µS)	7.5	8.1	59.2	14.3	16.2	14.4
pH	5.3	5.4	5.4	5.3	5.3	5.3
SiO ₂	2.3	2.4	3.0	4.1	2.3	2.5
Na	0.5	0.2	0.5	0.4	0.7	0.3
K	0.1	0.2	0.3	0.3	0.3	0.2
Ca	2.5	5.8	2.7	1.4	0.7	0.4
Mg	0.5	0.4	0.2	0.5	0.3	0.1
Cl	4.0	1.3	1.7	2.0	1.6	2.5
SO ₄	3.1	3.0	4.3	3.9	2.9	36.7
HCO ₃	6.1	48.8	18.3	9.2	6.1	12.2
PO ₄	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NO ₃	1.2	6.6	1.5	1.4	182.0	7.7
Al (*)	90.0	79.0	57.0	32.0	93.0	195.0
Ba (*)	88.0	417.0	81.0	50.0	101.0	643.0
Sr (*)	24.0	47.0	15.0	16.0	8.0	52.0
Fe (*)	142.0	137.0	17.0	63.0	21.0	206.0
Mn (*)	49.0	3.3	3.4	19.5	15.9	96.7
Pb (*)	3.0	0.6	10.8	0.2	2.3	23.3
Cd (v)	2.9	0.3	4.4	0.5	0.6	3.2
Zn (*)	17.0	14.4	16.0	16.8	16.2	15.5
Cr (*)	4.4	1.2	0.9	0.9	1.3	1.9
Ni (v)	3.5	2.3	1.5	3.6	4.6	4.2
Cu (*)	5.1	5.2	3.2	8.0	1.7	32.5
Co (v)	3.1	3.1	1.5	3.8	4.6	3.8

Analysentabelle für NS; Angaben in ppm bzw. ppb (°)
(Mai 1984 bis Oktober 1984)

	M	J	J	A	S	O
Leitf. (µS)	34.2	33.2	34.3	40.5	10.0	89.9
pH	5.2	5.0	5.0	5.5	5.5	5.6
SiO ₂	1.5	1.7	1.6	0.8	0.8	0.9
Na	0.5	0.5	0.5	0.8	0.1	1.0
K	0.2	0.5	0.6	0.4	0.1	5.7
Ca	7.2	1.5	2.8	3.4	0.5	5.8
Mg	1.2	0.3	0.4	0.5	0.1	4.1
Cl	2.5	1.1	1.5	3.9	0.7	3.0
SO ₄	3.4	5.7	5.9	2.3	1.3	5.8
HCO ₃	12.2	0.8	12.2	15.3	9.1	54.9
PO ₄	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NO ₃	112.0	6.3	5.9	2.3	0.4	2.8
Al (°)	83.0	212.0	216.0	99.0	47.0	223.0
Ba (°)	86.0	214.0	68.0	24.0	847.0	111.0
Sr (°)	20.0	13.0	16.0	15.0	16.0	15.0
Fe (°)	212.0	90.0	141.0	97.0	35.0	165.0
Mn (°)	56.9	83.0	109.4	51.9	18.9	97.4
Pb (°)	31.0	52.3	12.3	1.6	3.2	10.4
Cd (°)	1.3	2.8	1.5	3.9	0.5	1.1
Zn (°)	16.2	13.9	13.5	13.7	13.3	13.0
Cr (°)	0.7	1.2	2.2	3.0	2.2	3.3
Ni (°)	2.3	3.8	2.3	3.1	3.6	4.3
Cu (°)	3.8	5.3	50.0	10.0	14.0	22.1
Co (°)	2.7	4.6	4.4	4.6	10.4	33.7

Anhang J

Analysentabelle für BG1; Angaben in ppm bzw. ppb (°)
(November 1983 bis April 1984)

	N	D	J	F	M	A
Leitf. (µS)	220.0	222.0	214.0	218.0	186.0	182.0
pH	5.7	5.3	5.9	6.0	5.5	5.8
Temp. (°C)	5.3	5.0	3.7	4.2	5.9	7.4
SiO ₂	34.6	28.9	28.4	18.4	23.8	21.4
Na	6.0	7.3	6.2	5.8	5.8	5.2
K	1.8	1.8	1.7	0.9	1.7	1.4
Ca	24.9	24.6	25.1	27.7	24.5	27.2
Mg	6.1	6.0	6.9	7.1	6.6	6.7
Cl	4.1	4.4	5.1	4.1	5.7	4.8
SO ₄	11.0	12.0	11.7	11.3	12.4	12.1
HCO ₃	134.2	140.3	134.2	110.0	79.3	97.6
PO ₄	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NO ₃	0.0	5.1	4.9	4.8	8.1	9.2
Al (°)	144.0	50.0	74.0	34.0	20.0	42.0
Ba (°)	35.0	19.0	62.0	31.0	32.0	53.0
Sr (°)	65.0	85.0	41.0	54.0	39.0	51.0
Fe (°)	41.0	11.0	10.0	4.0	41.0	78.0
Mn (°)	39.1	4.0	3.6	3.8	3.1	5.1
Pb (°)	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.2
Cd (°)	1.6	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Zn (°)	5.2	7.4	12.0	13.1	8.2	6.0
Cr (°)	1.6	1.5	1.1	1.1	0.8	2.4
Ni (°)	2.3	3.1	3.1	2.9	3.1	2.5
Cu (°)	0.4	2.2	1.3	0.4	0.4	2.1
Co (°)	1.1	1.2	1.2	1.2	1.4	1.1

Analysentabelle für BG1; Angaben in ppm bzw. ppb (*)
(Mai 1984 bis Oktober 1984)

	M	J	J	A	S	O
Leitf. (µS)	187.0	203.0	217.0	228.0	235.0	211.0
pH	5.9	5.8	6.0	6.5	6.0	6.0
Temp. (°C)	9.2	10.5	9.2	11.4	9.1	9.1
SiO ₂	21.7	42.0	23.4	23.2	25.8	36.9
Na	5.0	5.7	5.5	8.1	6.8	5.6
K	1.6	2.5	1.9	1.7	2.1	1.4
Ca	30.5	31.8	31.9	25.6	27.2	23.4
Mg	6.6	7.7	7.0	5.5	6.0	5.6
Cl	5.5	5.7	6.5	5.0	5.4	5.4
SO ₄	11.8	13.3	17.3	13.0	12.7	13.8
HCO ₃	100.0	103.7	109.8	116.0	134.2	103.7
PO ₄	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NO ₃	14.0	5.2	8.1	5.0	4.9	5.5
Al (*)	30.0	8.0	18.0	30.0	43.0	19.0
Ba (*)	84.0	41.0	32.0	39.0	67.0	160.0
Sr (*)	44.0	54.0	75.0	83.0	58.0	39.0
Fe (*)	24.0	13.0	26.0	92.0	38.0	50.0
Mn (*)	5.6	5.4	5.3	3.3	3.4	3.4
Pb (*)	0.1	1.0	0.2	0.2	0.4	0.1
Cd (*)	0.1	0.1	0.0	0.1	0.1	0.1
Zn (*)	1.7	5.0	7.8	11.3	5.7	13.0
Cr (*)	1.0	1.7	1.4	3.4	2.7	2.1
Ni (*)	3.1	1.5	1.5	3.8	3.6	3.6
Cu (*)	0.9	2.6	1.3	1.3	0.9	1.4
Co (*)	1.2	0.7	0.7	1.2	1.2	0.6

Anhang K

Analysentabelle für K2; Angaben in ppm bzw. ppb (°)
(November 1983 bis April 1984)

	N	D	J	F	M	A
Leitf. (µS)	54.9	54.9	54.0	55.0	56.0	57.0
pH	5.3	5.5	5.5	5.3	5.3	5.4
Temp. (°C)	4.5	3.2	2.6	2.4	2.2	3.3
SiO ₂	4.4	4.8	4.2	4.0	3.8	3.9
Na	1.0	1.7	1.0	1.3	1.5	1.4
K	1.3	1.1	1.1	1.0	0.9	1.0
Ca	6.9	5.7	4.5	5.7	6.0	8.5
Mg	0.8	0.8	0.8	0.8	0.9	0.9
Cl	1.2	1.1	1.5	1.8	1.4	1.0
SO ₄	7.5	9.2	9.1	9.3	9.5	9.6
HCO ₃	30.5	33.6	42.7	33.6	30.5	28.5
PO ₄	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NO ₃	0.0	1.8	1.3	1.4	2.8	4.5
Al (°)	40.0	11.0	30.0	15.0	20.0	30.0
Ba (°)	45.0	31.0	43.0	36.0	40.0	45.0
Sr (°)	28.0	27.0	20.0	20.0	19.0	26.0
Fe (°)	6.0	10.0	4.0	5.0	6.0	12.0
Mn (°)	3.2	4.9	3.3	3.3	3.5	3.8
Pb (°)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.3
Cd (°)	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Zn (°)	2.3	10.7	4.4	4.2	4.8	3.2
Cr (°)	1.4	1.7	1.1	1.0	0.8	0.8
Ni (°)	1.5	1.5	1.5	1.4	2.3	2.1
Cu (°)	0.9	0.4	0.9	0.9	0.8	0.7
Co (°)	1.2	1.1	1.2	1.6	1.5	1.5

Analysentabelle für K2; Angaben in ppm bzw. ppb (·)
(Mai 1984 bis Oktober 1984)

	M	J	J	A	S	O
Leitf. (µS)	58.0	52.4	49.4	55.9	60.3	61.3
pH	5.6	5.3	5.5	5.5	5.8	5.8
Temp. (°C)	4.0	4.5	5.3	6.3	5.3	5.0
SiO ₂	4.0	4.3	4.4	3.8	3.7	4.1
Na	1.6	1.0	3.4	2.1	1.1	1.4
K	1.1	1.4	6.7	1.8	1.8	1.3
Ca	17.4	11.7	9.9	8.2	8.9	8.5
Mg	0.9	1.6	1.2	1.6	0.6	0.6
Cl	0.9	0.5	0.5	0.7	0.6	1.0
SO ₄	6.3	6.3	7.6	7.1	7.7	8.1
HCO ₃	30.5	24.4	24.4	33.6	33.6	30.5
PO ₄	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NO ₃	26.0	3.1	1.8	1.5	1.3	1.6
Al (·)	13.0	7.0	7.0	13.0	6.0	8.0
Ba (·)	14.0	104.0	12.0	40.0	58.0	38.0
Sr (·)	32.0	17.0	20.0	27.0	24.0	18.0
Fe (·)	17.0	37.0	78.0	38.0	5.0	70.0
Mn (·)	4.3	2.1	2.3	1.9	1.8	1.9
Pb (·)	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.2
Cd (·)	0.1	0.1	0.0	0.1	0.1	0.0
Zn (·)	3.2	10.2	6.9	10.3	11.5	11.3
Cr (·)	0.7	1.1	0.9	2.8	2.3	1.8
Ni (·)	1.7	1.7	1.8	1.7	4.3	2.9
Cu (·)	0.9	2.3	0.6	0.2	0.2	0.7
Co (·)	1.5	1.4	1.5	2.1	2.3	1.5

Anhang L

Analysentabelle für L8; Angaben in ppm bzw. ppb (*)
(November 1983 bis April 1984)

	N	D	J	F	M	A
Leitf. (μ S)	56.8	57.9	59.8	57.4	58.8	57.7
pH	5.8	5.6	5.7	5.7	5.3	5.5
Temp. ($^{\circ}$ C)	5.7	5.6	5.3	5.3	5.2	5.2
SiO ₂	23.2	28.6	25.0	17.9	20.7	23.6
Na	4.3	3.4	3.0	3.8	3.1	3.4
K	1.0	0.8	0.8	0.4	0.6	0.7
Ca	4.4	6.6	3.8	3.3	2.2	7.8
Mg	1.4	1.8	2.2	1.6	1.8	1.6
Cl	1.9	1.5	1.6	1.7	1.7	1.7
SO ₄	5.0	4.8	6.2	5.9	6.3	7.6
HCO ₃	39.7	61.0	61.0	36.6	33.6	21.4
PO ₄	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NO ₃	0.0	2.6	1.5	1.7	1.2	4.9
Al (^)	104.0	10.0	14.0	21.0	20.0	20.0
Ba (^)	33.0	35.0	54.0	36.0	56.0	17.0
Sr (^)	28.0	55.0	43.0	28.0	23.0	51.0
Fe (^)	49.0	12.0	12.0	4.0	7.0	7.0
Mn (^)	6.2	3.1	5.6	4.1	5.1	3.4
Pb (^)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Cd (^)	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Zn (^)	14.4	7.7	3.3	6.3	8.0	9.9
Cr (^)	1.8	1.2	1.5	1.1	1.1	0.7
Ni (^)	1.5	1.5	1.5	1.4	2.3	2.5
Cu (^)	0.9	0.9	1.3	0.4	0.8	0.8
Co (^)	0.9	0.9	0.9	0.9	1.4	1.4

Analysentabelle für L8; Angaben in ppm bzw. ppb (°)
(Mai 1984 bis Oktober 1984)

	M	J	J	A	S	O
Leitf. (µS)	59.6	56.4	57.5	58.2	59.2	59.9
pH	5.3	5.3	5.7	5.7	5.8	5.7
Temp. (°C)	5.6	5.9	5.7	5.8	5.7	5.7
SiO ₂	16.1	20.2	17.1	14.3	15.4	17.2
Na	3.6	3.1	3.0	7.6	4.9	5.6
K	1.3	1.7	0.8	2.2	1.8	1.4
Ca	12.0	6.2	6.7	6.5	5.5	5.5
Mg	1.8	2.6	1.8	2.1	1.5	1.5
Cl	2.2	1.2	1.1	1.3	1.1	0.9
SO ₄	5.0	5.4	5.8	5.4	5.3	5.1
HCO ₃	33.6	27.5	33.6	27.5	30.5	30.5
PO ₄	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NO ₃	18.6	2.6	2.2	1.3	2.2	1.9
Al (°)	20.0	2.0	27.0	6.0	6.0	8.0
Ba (°)	60.0	62.0	35.0	33.0	40.0	64.0
Sr (°)	25.0	24.0	27.0	36.0	27.0	19.0
Fe (°)	22.0	21.0	32.0	44.0	22.0	119.0
Mn (°)	5.0	2.9	2.5	2.2	2.4	3.2
Pb (°)	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1
Cd (°)	0.1	0.1	0.0	0.2	0.0	0.2
Zn (°)	9.8	9.7	12.0	11.9	8.6	12.7
Cr (°)	0.9	1.3	1.2	2.9	2.3	1.9
Ni (°)	3.1	2.3	3.1	3.1	2.8	4.3
Cu (°)	1.9	1.1	0.9	0.4	0.2	0.5
Co (°)	1.5	1.2	1.5	2.1	1.2	0.8

Anhang M

Analysentabelle für M1; Angaben in ppm bzw. ppb (*)
(November 1983 bis April 1984)

	N	D	J	F	M	A
Leitf. (µS)	38.3	42.4	44.4	74.6	46.1	60.4
pH	5.5	5.3	5.5	5.7	5.5	5.5
Temp. (°C)	1.9	0.9	1.6	2.0	1.6	1.8
SiO ₂	4.0	3.8	4.1	4.4	4.1	4.8
Na	0.7	3.9	1.1	2.2	1.4	1.2
K	1.5	1.1	1.1	0.7	1.0	0.5
Ca	4.8	3.7	6.2	6.4	3.9	8.7
Mg	0.5	0.7	0.7	1.6	0.8	1.1
Cl	1.9	1.2	10.1	1.3	2.0	1.5
SO ₄	6.4	9.2	9.2	9.5	9.8	9.3
HCO ₃	18.3	15.3	24.4	30.5	24.4	27.5
PO ₄	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NO ₃	0.0	1.8	1.2	1.5	2.5	4.3
Al (*)	155.0	20.0	20.0	32.0	21.0	24.0
Ba (·)	39.0	29.0	35.0	35.0	27.0	41.0
Sr (·)	21.0	21.0	26.0	31.0	20.0	24.0
Fe (·)	13.0	8.0	4.0	3.0	5.0	5.0
Mn (·)	4.7	4.2	13.2	3.4	3.2	4.2
Pb (·)	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1
Cd (·)	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1
Zn (·)	3.0	3.1	6.9	2.7	5.0	1.8
Cr (·)	2.2	1.5	1.0	0.8	0.9	0.8
Ni (·)	1.5	1.5	1.5	1.4	2.3	1.6
Cu (·)	0.4	0.9	1.3	1.6	0.4	0.8
Co (·)	0.6	0.6	0.6	0.6	0.7	0.6

Analysentabelle für M1; Angaben in ppm bzw. ppb (°)
(Mai 1984 bis Oktober 1984)

	M	J	J	A	S	O
Leitf. (µS)	36.8	27.3	31.2	52.4	33.2	37.0
pH	5.3	5.3	5.5	6.0	5.7	5.8
Temp. (°C)	4.4	3.0	1.9	11.2	4.4	5.1
SiO ₂	3.9	3.2	3.4	3.8	5.4	3.6
Na	1.4	0.8	0.7	2.2	1.0	5.0
K	1.4	2.0	1.5	2.0	1.5	1.5
Ca	9.4	6.2	5.1	4.5	4.4	4.4
Mg	2.4	1.5	1.1	0.9	0.9	0.7
Cl	1.4	0.7	0.3	1.1	0.6	0.5
SO ₄	5.8	5.7	5.7	8.6	6.7	6.3
HCO ₃	12.2	9.2	15.3	18.3	18.3	18.3
PO ₄	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NO ₃	55.1	4.3	1.5	4.9	1.2	1.0
Al (°)	10.0	6.0	6.0	5.0	18.0	3.0
Ba (°)	35.0	19.0	18.0	6.0	41.0	52.0
Sr (°)	16.0	15.0	20.0	28.0	19.0	15.0
Fe (°)	15.0	39.0	95.0	109.0	8.0	31.0
Mn (°)	3.7	2.3	1.2	1.7	1.5	1.8
Pb (°)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Cd (°)	0.1	0.2	0.0	0.1	0.0	0.0
Zn (°)	2.3	12.1	4.7	12.8	9.8	11.5
Cr (°)	0.7	1.4	1.2	3.1	2.4	2.0
Ni (°)	1.5	2.3	2.3	3.1	2.1	2.8
Cu (°)	1.4	0.6	0.9	0.7	0.1	0.9
Co (°)	0.7	0.7	0.7	0.9	1.0	1.0

Anhang N

Analysentabelle für L4; Angaben in ppm bzw. ppb (°)
(November 1983 bis April 1984)

	N	D	J	F	M	A
Leitf. (µS)	113.0	110.0	107.0	109.0	108.0	114.0
pH	5.7	5.5	5.6	5.5	5.5	5.6
Temp. (°C)	8.0	4.1	3.5	3.4	2.5	7.3
SiO ₂	40.4	32.5	27.5	30.7	19.9	28.1
Na	9.9	8.8	12.2	9.9	8.8	8.0
K	6.5	5.3	4.8	4.8	4.5	5.7
Ca	5.2	3.2	1.9	2.5	2.2	9.7
Mg	1.3	1.2	2.6	1.6	1.9	2.2
Cl	4.7	3.6	4.3	3.9	4.8	4.9
SO ₄	15.9	16.1	17.0	15.9	15.8	15.7
HCO ₃	45.7	36.6	42.7	36.6	42.7	36.6
PO ₄	20.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NO ₃	0.0	2.3	2.5	2.2	3.8	7.9
Al (°)	34.0	10.0	13.0	50.0	44.0	21.0
Ba (°)	13.0	26.0	88.0	25.0	39.0	22.0
Sr (°)	56.0	59.0	34.0	33.0	33.0	36.0
Fe (°)	114.0	23.0	19.0	37.0	121.0	47.0
Mn (°)	15.5	15.0	21.2	51.8	6.6	51.0
Pb (°)	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1
Cd (°)	0.7	0.2	0.3	0.4	0.3	0.5
Zn (°)	17.4	17.1	16.6	17.2	17.5	16.1
Cr (°)	1.8	1.2	1.1	1.4	1.7	0.9
Ni (°)	1.5	3.1	1.5	1.4	3.1	1.6
Cu (°)	2.6	2.6	1.8	2.0	1.3	4.2
Co (°)	0.9	1.2	0.9	0.9	1.4	1.1

Analysentabelle für L4; Angaben in ppm bzw. ppb (°)
(Mai 1984 bis Oktober 1984)

	M	J	J	A	S	O
Leitf. (µS)	122.0	138.0	127.0	121.0	119.0	118.0
pH	5.4	5.5	5.7	6.0	5.5	5.8
Temp. (°C)	7.5	8.0	12.0	12.5	12.9	10.2
SiO ₂	21.8	22.7	21.9	22.1	20.7	31.3
Na	9.5	8.0	8.0	9.9	8.9	11.6
K	4.1	7.6	6.5	5.7	5.6	5.5
Ca	15.2	10.9	10.1	7.9	7.5	7.2
Mg	4.1	3.2	2.6	1.9	1.7	1.8
Cl	8.5	6.0	5.0	5.9	5.0	4.3
SO ₄	14.4	15.0	18.8	19.9	18.4	16.6
HCO ₃	24.4	42.7	42.7	48.8	42.7	36.6
PO ₄	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NO ₃	16.6	4.1	2.6	2.2	1.8	2.1
Al (°)	32.0	10.0	15.0	5.0	33.0	12.0
Ba (°)	107.0	41.0	30.0	51.0	40.0	69.0
Sr (°)	42.0	53.0	51.0	61.0	40.0	30.0
Fe (°)	160.0	120.0	32.0	107.0	46.0	73.0
Mn (°)	103.0	4.1	5.4	22.1	40.6	79.4
Pb (°)	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1
Cd (°)	0.8	0.8	0.6	3.2	0.7	0.7
Zn (°)	16.7	13.0	13.7	13.9	13.5	13.6
Cr (°)	0.9	1.5	1.3	2.8	2.5	1.9
Ni (°)	3.8	2.3	3.1	2.3	2.1	1.4
Cu (°)	2.8	4.5	3.7	3.8	4.0	5.1
Co (°)	1.4	1.1	1.2	1.4	0.9	1.2

Lebenslauf

Am 11. Juni 1956 wurde ich als Sohn des Metallarbeiters Wilhelm Lippert und seiner Ehefrau Margarete, geb. Wiesenmüller, in Pegnitz geboren.

Von September 1962 bis Juli 1966 besuchte ich die Grundschule in Pegnitz und ab September 1966 das mathematisch-naturwissenschaftliche Gymnasium, wo ich im Juni 1975 die Reifeprüfung ablegte.

Nach meiner Militärzeit (Juli 1975 bis September 1976) immatrikulierte ich mich im WS 76/77 an der FAU Erlangen-Nürnberg für das Studienfach Geologie-Paläontologie. Die Diplomprüfung legte ich im November 1981 ab; seitdem betreibe ich ein Promotionsstudium mit dem Themenkreis "Hydrogeologie".

